NEU GESCHAFFENE UFERSTRUKTUREN IM STAURAUM FREUDENAU UND FOLIENTEICHE AUF DER WIENER DONAUINSEL: EINE STUDIE ÜBER IHRE WIRKSAMKEIT ALS TRITTSTEINBIOTOPE FÜR AMPHIBIEN

ANTONIA CABELA, SABINE GRESSLER, HANS TEUFL & NORBERT ELLINGER

Zusammenfassung

Im Zuge der Errichtung des Donaukraftwerks Wien-Freudenau wurde das linksseitige Donauufer im Bereich der Wiener Donauinsel neu gestaltet. Im Rahmen eines Monitoringprogrammes wurden von 1998 bis 2001 an neun neuen Feuchtbiotopen am Donauufer, an zwei als Ausbreitungsquellen wichtigen reifen Gewässern sowie an drei kleinen Folientümpeln auf dem Inselplateau die Amphibienbestände erhoben.

Alle zwölf auf der Insel heimischen Amphibientaxa konnten auch im Bereich der neuen Uferstrukturen nachgewiesen werden. Bereits im ersten Jahr der Wasserführung traten Arten mit hohen Migrationsleistungen (*Bufo viridis*, *Bufo bufo*, *Hyla arborea*, *Rana dalmatina*, *Rana temporaria*, Wasserfrösche) zumindest vereinzelt auch weitab von ihren älteren Laichplätzen auf. Bei der Erstbesiedlung durch weniger vagile Arten (*Triturus vulgaris*, *Triturus dobrogicus*, *Pelobates fuscus*, *Bombina bombina*, *Rana arvalis*) spielten die Distanz zu den älteren Laichgewässern und die Feuchteverhältnisse im terrestrischen Umland eine Rolle. Für den Aufbau von vielfältigen und individuenstarken Amphibienzönosen waren mehrere miteinander hoch korrelierte Standortcharakteristika, v. a. das Ausmaß der Abdämmung des Gewässers vom Oberflächenwasser der Donau (Tümpelcharakter), verantwortlich. Die Ergebnisse bestätigen eine verbesserte Durchgängigkeit der Insel im Süden, wo neue vom Oberflächenwasser der Donau abgetrennte Tümpel geschaffen worden sind. Die Durchgängigkeit im Mittel- und Nordteil konnte durch die Ufergestaltung nicht erreicht werden.

Im Jahr 1994 wurden drei kleine Folienteiche, die Ameli-Lacken, im Norden der Donauinsel errichtet. Acht Amphibienarten konnten seit 1996 an diesen Teichen erfasst werden, wovon sieben auch reproduziert haben. Es zeigte sich, dass die Ameli-Lacken vor allem von Arten, die nicht auf größere und stabilere Gewässer angewiesen sind, frequentiert werden. Es konnte nachgewiesen werden, dass Individuen des Donaukammmolchs (*Triturus dobrogicus*) und der Knoblauchkröte (*Pelobates fuscus*) vom nächsten größeren Gewässer, dem Endelteich, zu den Ameli-Lacken zugewandert sind. Wenngleich diese Kleinstgewässer nicht in der Lage sind, stabilen Amphibienpopulationen auf Dauer das Überleben zu sichern, so erfüllen sie doch eine wichtige Funktion im Biotopverbund auf der Donauinsel und erwiesen sich als ökologisch effektiv.

Summary

Newly created inshore structures in an impounded area and artificial ponds on the Danube Island in Vienna: Investigations on their effectiveness as corridor and stepping stone biotopes for amphibians.

During the construction of the hydroelectric power plant Vienna-Freudenau, the banks of the Danube in Vienna were restructured. We report on the results of four years of monitoring the amphibian fauna of nine recently constructed wetland biotopes, two larger older ponds and three small artificial ponds on the Danube Island. Twelve amphibian taxa inhabit the Danube Island, so far all of them have been registered in suited habitats of the newly constructed shoreline. Within one year, species with high migratory capabilities (*Bufo viridis*, *Bufo bufo*, *Hyla arborea*, *Rana dalmatina*, *Rana temporaria*, Water Frogs) colonised sites which were even far away

from their original habitats. The time needed by less vagile species (*Triturus dobrogicus*, *Triturus vulgaris*, *Pelobates fuscus*, *Bombina bombina*, *Rana arvalis*) to immigrate to the new sites depended on the distance covered and on humidity in the terrestrial hinterland. For the establishment of diversified and abundant amphibian zoenoses, a combination of several habitat characteristics was essential. Most important was the presence of stagnant water bodies (i. e., the absence of a superficial connection between the water body analysed and the near river Danube). The observations indicate that biotope connectivity was improved in the southern part of the island. This aim was not achieved in the other sections of the island.
In 1994, three small ponds, the "Ameli-Lacken", were established in the north of the Danube Island. Eight amphibian species have been registered there since 1996. Seven have used the ponds for reproduction. The study has shown that especially species that do not need large and stable water-bodies for reproduction are found at these ponds. Individuals of these species originating from the "Endelteich" pond such as the Danube Crested Newt (*Triturus dobrogicus*) and the Common Spadefoot Toad (*Pelobates fuscus*) have colonised the "Ameli-Lacken" ponds. Although these small artificial ponds are not suitable to guarantee survival for stable amphibian populations over a long period, they play an important role in the biotope-network of the Danube Island and have proofed to be ecologically effective.

1. Einleitung

Amphibien sind gleichermaßen Land- und Wasserbewohner und in ihren Lebensabläufen auf kleinräumig vernetzte aquatische und terrestrische Lebensräume angewiesen. Das Vorkommen von Amphibien gestattet Rückschlüsse auf die Lebensbedingungen im aquatischen Bereich (Laichplätze aller Arten), in den Wasser-Land-Übergangszonen (Grünfrösche, Unken, Molche) und im weiteren terrestrischen Umland (Sommer- und Winterquartier der meisten Arten). Daher werden Amphibien in der Regel als Indikatorgruppe zur Beurteilung von Umweltveränderungen bzw. der Wertigkeit von Lebensräumen in die Arbeitsprogramme angewandter ökologischer Forschung aufgenommen (z. B. FISCHER & PODLOUCKY 1997).

Die meisten Amphibienarten führen im Jahreslebensraum charakteristische periodische Wanderungen zwischen Laichplatz, terrestrischem Sommerquartier und Überwinterungsplatz durch. Die dabei zurückgelegten Distanzen sind von Art zu Art unterschiedlich und umspannen ein Gebiet von einigen hundert Metern (Molche, Rotbauchunke) bis zu mehreren Kilometern (Erdkröte, Wechselkröte, Kleiner Wasserfrosch). Neben diesen regelmäßigen Migrationen sind v. a. bei juvenilen und subadulten Amphibien, gelegentlich auch bei Teilpopulationen (Laubfrosch), weit über das „normale" Ausmaß hinausgehende Ortsveränderungen festzustellen, die zur Besiedlung neu entstandener Gewässer führen (z. B. GEIL 1962, STÖCKLEIN 1980, BLAB 1986, GLANDT 1986, KÖNIG 1989, CLAUSNITZER & BERLINGSHAUSEN 1991, FOG 1993, TUNNER & KÁRPÁTI 1997, KUPFER 1998). Die Ausbreitungsmöglichkeiten sind neben dem artspezifischen Potenzial auch von der Beschaffenheit des Umlandes (Raumwiderstand) abhängig (KNEITZ 1998). Die zeitliche und räumliche Abfolge des Auftretens von Amphibien mit unterschiedlich großen Jahresaktionsräumen, Ausbreitungsstrategien und Habitatpräferenzen an den einzelnen Untersuchungsstandorten der vorliegenden Studie erlauben daher nicht nur Rückschlüsse auf die Geschwindigkeit der Sukzessionsprozesse, sondern auch auf das Ausmaß der Konnektivität im Untersuchungsgebiet.

Die bereits seit längerem bestehenden, abgeschlossenen Gewässer auf der Donauinsel (z. B. Endelteich, Kreimellacke – Abb. 1, Tritonwasser – Abb. 2) repräsentieren die wichtigsten Laichhabitate für Amphibien auf der Donauinsel. Trittsteinbiotope, wie die Ameli-Lacken (Abb. 3,



Abb. 1: Kreimellacke im April 1999. Foto: A. Cabela

'Kreimellacke' pond in April 1999.



Abb. 2: Tritonwasser im März 1998. Foto: H. Teufl

'Tritonwasser' pond in March 1998.

Abb. 4) im Nordteil, sollen ebenso wie die im Rahmen der Stauraumgestaltung neu geschaffenen Tümpel im Südteil eine Ausbreitung von Amphibien entlang der gesamten Donauinsel fördern. Der Individuenaustausch zwischen Populationen ist Grundvoraussetzung für die Erhaltung der genetischen Vielfalt von Tierbeständen. Isolierung kann zum Erlöschen der Population führen, wenn sich genetische Defekte etablieren (SCHAFFER 1987). Insbesondere die Amphibienpopulationen im Norden der Donauinsel sind durch Isolation bedroht, da nur ein einziges größeres Laichgewässer, der Endelteich, zur Verfügung steht und der intensiv gärtnerisch gepflegte Mittelteil der Insel als Migrationsbarriere wirkt. Trittsteinbiotope sollen im Gegensatz zu großflächigen Schutzgebieten nicht vollständigen Populationen das dauerhafte Überleben garantieren, sondern nur eine zeitweise Besiedelung erlauben (JEDITZKE 1994). Sie übernehmen damit die Funktion von Zwischenstationen und erleichtern so Austauschvorgänge, wobei auch die Reproduktionsmöglichkeit in den Trittsteinbiotopen gegeben sein soll. Die angestrebte Funktion der naturnah gestalteten neuen Uferbereiche (Buchten, Gräben, Parallelgerinne, Schotterbänke) ist in diesem Verbundsystem primär die eines Korridors, dessen bandförmige Lebensräume zusammen mit extensiv gepflegten Wiesen, Gehölzgruppen und Brachen die Lebensraumqualität für Amphibien verbessern und deren Migration unterstützen sollen. Im Zusammenspiel dieser Faktoren soll die Donauinsel in ihrer Gesamtheit einen Korridor zwischen den Donauauen im Nordwesten und Südosten von Wien darstellen. Inwieweit dieses Entwicklungsziel erreicht wurde bzw. werden kann, wird im Folgenden anhand der Bioindikatorengruppe der Amphibien auf Basis der bis 2001 vorliegenden Ergebnisse dargestellt.



Abb. 3: Kirschenteich im Juni 1996. Foto: S. Greßler

'Kirschenteich' pond in June 1996.



Abb. 4: Wiesenteich im Juni 1996. Foto: S. Greßler

'Wiesenteich' pond in June 1996.

2. Methoden

Von allen Fachbereichen des Projektes wurden in den Jahren 1998 bis 2001 neun 100 m lange Abschnitte am Donauufer (Standorte 1 bis 9, im Folgenden ST1–ST9) untersucht, wobei ST4 in zwei Abschnitte, ST4a (Tümpel) und ST4b (zur Donau offene Bucht), unterteilt wurde (siehe Abb. 3–18 in CHOVANEC & SCHIEMER DENSIA **03**, pp. 27–51). Weiters wurde die Amphibienfauna an den Ameli-Lacken und an zwei für eine Besiedlung durch Amphibien relevanten reifen Inselgewässern (Kreimellacke und Tritonwasser) systematisch erhoben. Die semiquantitative Bestandsaufnahme der Amphibien erfolgte bei Amphibienaktivität begünstigenden Wetterbedingungen akustisch, optisch und durch Fang (Abkeschern der Uferzonen bei größeren Gewässern bzw. des gesamten Wasserkörpers bei kleinen Tümpeln) im Rahmen von regelmäßigen Begehungen bei Tag und bei Nacht (vgl. z. B. HEYER et al. 1994, CRISAFULLI 1997). Abgesehen von geringen witterungsbedingten Unregelmäßigkeiten wurden ST1 bis 6, die Kreimellacke und das Tritonwasser von März bis September mindestens zweimal im Monat, ST7 bis 9 sowie die Ameli-Lacken im Durchschnitt zweimal wöchentlich untersucht. Ergänzende Begehungen dieser und anderer Gewässer (andere Tümpel am Donauufer in Verband mit ST1 und ST4, Schwalbenteich, Endelteich etc.) und nächtliche Befahrungen der Inselwege fanden in jährlich wechselnder Zahl statt. Zur Interpretation der Entwicklung werden zusätzlich im Rahmen von Voruntersuchungen in den Jahren 1996 und 1997 erhobene Daten verwendet (GRESSLER 1997, CABELA & TEUFL 1998).

Tab. 1: Klassifizierung der Standortmerkmale (M1–M16) – [1]) bei Normalwasserstand, [2]) im Spätsommer nach Angaben von C. GRÖTZER, [3]) nach Angaben von K. PASCHER, [4]) Gesamtdeckungsgrad der Umgebungsflächen.

Classification of ecological characteristics (M1–M16) – [1]) at normal water levels, [2]) in late summer according to C. GRÖTZER, [3]) according to K. PASCHER, [4]) vegetation cover in the hinterland.

MERKMAL/WERT	4	3	2	1	0
M1. Abdämmung vom Oberflächenwasser der Donau	vollständig (ohne Verbindung)	–	großteils (stellenweise verbunden)	–	nicht/kaum (großflächig verbunden)
M2. Flachwasserbereiche[1])	ausgedehnt	–	mäßig	–	nicht vorhanden
M3. Beruhigte Bereiche[1])	im gesamten Bereich	ausgedehnt	mäßig groß	kleine	im gesamten Bereich fehlend
M4. Schwäche der Strömungsgeschwindigkeit[1])	keine Durchströmung	Strömung kaum wahrnehmbar	–	Strömung wahrnehmbar	Strömung deutlich wahrnehmbar
M5. Schutz vor massiven Durchströmungsereignissen	hoch	–	mäßig	–	fehlend bzw. gering
M6. Beständigkeit	permanent	ab Herbst trocken	–	ab Spätsommer trocken	ab Frühjahrsende trocken
M7. Seltenheit von Prädatoren (Fische, Wassergeflügel)	keine Prädatoren	–	Prädatoren selten	–	regelmäßig Prädatoren
M8. Deckungsgrad von submersen Makrophyten und Schwimmblattpflanzen[2])	>50%	26–50%	6–25%	1–5%	<1%
M9. Schwäche der Deckung durch emerse Makrophyten und Gehölze im Wasser[2])	<1%	1–5%	6–25%	26–50%	>50%
M10. Stärke des Uferaspekts der terrestrischen Vegetation[3])	Uferaspekt dominant		Übergangsstadium		Ruderalaspekt dominant
M11. Deckungsgrad der terrestrischen Ufervegetation[3]), [4])	>75%	51–75%	26–50%	6–25%	<6%
M12. Besonnung der Wasserfläche	Beschattung fehlend bzw. sehr gering	Beschattung vereinzelt	Beschattung mäßig	Beschattung stellenweise reichlich	Beschattung reichlich
M13. Deckung bietende Strukturen am Ufer und im Umland (Unterschlupf)	sehr zahlreich	häufig	wenig	vereinzelt	(fast) keine
M14. Schutz vor Wind	keine Windexposition	–	mäßige Windexposition	–	starke Windexposition
M15. Schutz vor Störung	kein Besucherdruck	–	mäßiger Besucherdruck	–	starker Besucherdruck
M16. Distanz zum nächstgelegenen Inselgewässer	< 0,5km	0,5–1km	1–2km	2–3km	3–4km

Für die Amphibien wurden Artzugehörigkeit, Anzahl der beobachteten Individuen und Gelege, Entwicklungszustand, nach Möglichkeit das Geschlecht sowie das Vorhandensein von Larven dokumentiert. Zur Beurteilung des Gewässerzustandes an den Untersuchungsstandorten (ST1–ST9) wurden bei jeder Begehung Wasserführung und -strömung, das Vorkommen von Fischen oder Wassergeflügel und etwaige Störfaktoren dokumentiert, andere Merkmale wurden den Planunterlagen entnommen bzw. von den vegetationskundlich tätigen Projektmitarbeitern (K. PASCHER, C. GRÖTZER) zur Verfügung gestellt. Zur Charakterisierung der einzelnen Untersuchungsgewässer (ST1–ST9) wurden 16 Merkmale herangezogen. Die Merkmalsausprägungen werden jeweils einem Skalenwert von 0 bis 4 zugeordnet, wobei die im Allgemeinen für Amphibien besser geeignete Ausprägung hoch, die schlechter geeignete niedrig bewertet wird (Tab. 1).

An den Ameli-Lacken wurden insbesondere Individuen der Knoblauchkröte und des Donaukammmolches gefangen und hinsichtlich einer vorhandenen Markierung (Transponder, Phalangenamputation), die in den Jahren zuvor im Rahmen einer Langzeitstudie am Endelteich angebracht worden war (siehe dazu HÖDL et al. 1997), untersucht. Dies ermöglichte es, genauere Aussagen über Wanderaktivität und Ausbreitungsverhalten von Individuen dieser beiden Arten zu treffen. Um eine Individualerkennung bei unmarkierten Individuen zu ermöglichen, wurden Fotografien angefertigt.

Datenauswertung

Zur Beurteilung der Amphibienfauna wurden Bestandsgröße, Reproduktionserfolg, Status und Präsenz der Arten herangezogen. Die Ergebnisse halbquantitativer Erfassungsmethoden stellen nur Näherungswerte der tatsächlichen Bestandsgrößen dar und sind zwischen den Arten nicht uneingeschränkt vergleichbar (z.B. JAHN & JAHN 1997). Bei Bestandsgröße und bei daraus berechneten Werten, wie Dominanz etc., handelt es sich daher naturgemäß um „apparente" – mit unseren Methoden erhebbare – Werte. Angesichts der großen Anzahl der Begehungen, der Übersichtlichkeit der Untersuchungsflächen und der Einheitlichkeit der Erhebungsmethoden gehen wir aber davon aus, dass die Zählergebnisse so weit vergleichbar sind, dass zuverlässige Aussagen über Veränderungen im Laufe der Jahre und über Unterschiede zwischen den Untersuchungsflächen möglich sind. Zur Festlegung der Bestandsgröße wurde das Zählergebnis (Maximum der bei einer Begehung festgestellten adulten Individuen) mit Berücksichtigung der Gelegezahlen (x2) oder von Larvenfunden (mindestens zwei Adulte) ergänzt und – zur besseren Vergleichbarkeit mit älteren Arbeiten auf der Donauinsel – in Klassen zusammengefasst (Einzelfund, 1–5, 6–30, 31–100, >100 Exemplare). Paarungsrufe allein wurden nicht als Beweis für erfolgte Laichablage beurteilt, erst Gelege- oder Larvenfunde wurden als Nachweis von Fortpflanzungsaktivitäten gewertet; als Reproduktionsstätten wurden i.d.R. nur Gewässer eingestuft, an denen auch frisch verwandelte Jungtiere festgestellt werden konnten (ausgenommen, wenn sehr weit entwickelte Larven registriert wurden, aber aus Termingründen der Landgang der Jungen nicht beobachtet werden konnte).

Zur Ermittlung der Zusammenhänge zwischen den erhobenen requisitären Merkmalen (M1–M16; vgl. Tab. 1) der Standorte (ST1–ST9) und dem Auftreten von Amphibien (Artzahl, Abundanz) wird der Rangkorrelationskoeffizient nach SPEARMAN berechnet. Dafür werden die Ergebnisse in den einzelnen Monaten (März bis September) herangezogen und den innerhalb der einzelnen Jahre als konstant angenommenen Merkmalsausprägungen (vgl. Tab. 9)

gegenübergestellt. Nicht erhobene Merkmalsausprägungen (M8–M11 an ST4b) werden als „missing values" behandelt. Zur Berechnung des monatlichen Gesamtbestandes an Amphibien werden die Maxima der bei einer Begehung im betreffenden Monat gezählten adulten Individuen der einzelnen Arten summiert, wobei ihre Anzahl unter Berücksichtigung von Gelege- und/oder Larvenfunden sinngemäß ergänzt wird (siehe oben). Für die Bestimmung der monatlichen Artenzahl werden alle Entwicklungsstadien berücksichtigt. Für die Untersuchung der Korrelation zwischen den einzelnen Standortmerkmalen werden die Ausprägungen in allen Untersuchungsjahren zusammengefasst betrachtet. Die statistische Auswertung der Daten erfolgt mit dem Statistikprogramm SPSS 5.0.2 für Windows.

3. Ergebnisse und Diskussion

3.1 Die Besiedlung der neu geschaffenen Uferstrukturen

Ohne Berücksichtigung der in Kapitel 3.2 behandelten Erhebungen an den Ameli-Lacken wurden im Untersuchungszeitraum (1998–2001) insgesamt 22.472 metamorphosierte Amphibien bestimmt (Tab. 2). Die relativ großen jährlichen Differenzen der absoluten Zählergebnisse sind durch die unterschiedliche Anzahl der Begehungstage erklärbar. Es wurden elf Arten und der Hybride *R. esculenta* festgestellt. Alljährlich wurden am häufigsten Imagines von Wasserfröschen (überwiegend *Rana ridibunda*) beobachtet, am seltensten von *Rana temporaria* und *Bufo bufo*.

R. esculenta tritt ab 1998 an der Kreimellacke und an ST1 auf. Die 1999 an diesen beiden Gewässern untersuchte Stichprobe von Wasserfröschen enthielt neben subadulten (9), adulten männlichen (6) und weiblichen (3) *R. ridibunda* nur adulte Männchen (13) des Hybriden, die anderen Gewässer waren ausschließlich von *R. ridibunda* besiedelt (ST4a: n = 9, Tritonwasser: n = 14)

Tab. 2: Die in den Jahren 1998 bis 2001 auf der Donauinsel registrierten Amphibienarten: n = Gesamtanzahl der Nachweise von Imagines (exklusive Ameli-Lacken), % = relative Nachweishäufigkeit; [2] *Rana ridibunda* und *Rana esculenta*.

Amphibian species registered on the Danube Island from 1998 to 2001: n = number of sighted imagines (exclusively "Ameli-Lacken" ponds), % = relative frequency of sightings; [1] Braun Frog, [2] Water Frogs, *Rana ridibunda* and *Rana esculenta*.

	1998		1999		2000		2001	
	n	%	n	%	n	%	n	%
T. dobrogicus	39	0,78	40	0,48	32	0,55	48	1,44
T. vulgaris	15	0,30	86	1,03	23	0,40	19	0,57
B. bombina	204	4,08	370	4,44	416	7,15	210	6,30
P. fuscus	30	0,60	76	0,91	17	0,29	13	0,39
B. bufo	7	0,14	40	0,48	17	0,29	7	0,21
B. viridis	485	9,71	1145	13,75	61	1,05	17	0,51
H. arborea	912	18,26	900	10,81	454	7,80	374	11,21
Braunfrosch[1]							36	1,08
R. arvalis	68	1,36	92	1,11	21	0,36	44	1,32
R. dalmatina	284	5,69	432	5,19	96	1,65	75	2,25
R. temporaria	6	0,12	7	0,08	8	0,14	1	0,03
Wasserfrösche[2]	2944	58,95	5137	61,71	4673	80,32	2491	74,69
Gesamt/total	4994	100,00	8325	100,00	5818	100,00	3335	100,00

Tab. 3: Entwicklung der Amphibienfauna an den Standorten 1 bis 9 (ST1–ST9) mit Angabe der apparenten Bestandsgrößen an Adulten und der Reproduktionserfolge; [1] *Rana ridibunda* und *Rana esculenta*.

Development of the amphibian fauna at the nine constructed inshore zones (ST1–ST9). Apparent population sizes of adults and success of reproduction are given.; [1] *Rana ridibunda* and *Rana esculenta*.

	Jahr	ST1	ST2	ST3	ST4a	ST4b	ST5	ST6	ST7	ST8	ST9
T. dobrogicus	1998										
	1999	(X)									
	2000	(X)			1 +						
	2001	(X)			1 +						
T. vulgaris	1998										
	1999	2 r			2 r						
	2000	1 +			2 R						
	2001	(X)			2 R*						
B. bombina	1998										
	1999	1 +									
	2000	1 +									
	2001	2 +									
P. fuscus	1998	4 R									
	1999	10 R									
	2000	6 r									
	2001	2 r									
B. bufo	1998				2 r						
	1999				(X)						
	2000										
	2001										
B. viridis	1998	1 +	2 +	23 r	2 R		3 +	1 +			
	1999	1 +			10 R			1 +			
	2000	1 +			18 R						
	2001				1 +			1 +			
H. arborea	1998	10 R		(X)	8 R						
	1999	41 R*		(X)	50 R			1 +			
	2000	15 +	1 +	1 +	10 R			1 +			
	2001	10 +	1 +	1 +	17 R			1 +			
R. arvalis	1998	22 R									
	1999	18 R*			2 R						
	2000	66 r			2 R*						
	2001	24 r			50 R*						
R. dalmatina	1998	10 R		4 r	2 r		1 +	2 r			0 +
	1999	76 R*		1 +	2 R			1 +			
	2000	36 r		1 +	40 R*			1 +			
	2001	24 r		1 +	66 R*		1 +	1 +			
Wasserfrösche[1] (Water Frogs[1])	1998	5 +	1 +	1 +	4 R	2 +	1 +		1 +		1 +
	1999	55 R	1 +	2 +	40 R	3 +	3 +	1 +	3 +		
	2000	10 +	2 +	3 +	60 R	3 +	4 +	3 +			
	2001	3 +	1 +	3 R	50 R	2 +	52 R	5 +			

Legende: + = Durchzug, Sommeraufenthalt, Nachweis nur von Adulten, Subadulten, zugewanderten Jungtieren; r = Fortpflanzungsaktivität (Nachweis von Laich und/oder Larven), R = Reproduktionsnachweis durch Juvenile, R* = Reproduktionsnachweis durch weit entwickelte Larven, (X) = Nachweis am Donauufer nur in der Nähe der Untersuchungsstrecke.

Legend: + = permigration, summer habitat (adults, subadults, juveniles, which certainly immigrated were observed only); r = reproductive activity (observation of eggs and/or larvae), R = proof of successful reproduction by juveniles, R* = proof of successful reproduction by advanced larvae, (X) = observations at the Danube´s bank near to the investigation site only.

(CABELA et al. 1999). Hörprotokolle und die wiederholte Begutachtung der Fersenhöcker gefangener Wasserfrösche sprechen dafür, dass eine Ausbreitung des Hybriden auf weitere Untersuchungsstandorte bis 2001 nicht stattgefunden hat.

Alle 12 auf der Insel heimischen Taxa wurden auch im Bereich des neu gestalteten Donauufers zumindest in Einzelexemplaren festgestellt (*R. temporaria* allerdings zuletzt 1997 an den bereits damals Wasser führenden Standorten 1 und 3) (Tab. 3, Tab. 4). An den systematisch untersuchten Uferstandorten (ST1–ST9) zeigt die Artenzahl im Laufe der Jahre insgesamt eine klar positive Tendenz (Abb. 5). Betrachtet man allerdings auch die anderen im Verband mit ST1 bzw. ST4 stehenden, zusätzlich untersuchten Tümpel (vgl. Tab. 3), so wurde die maximale Artenzahl 1999 erreicht, als auch *T. dobrogicus* (bei ST1) und *B. bufo* (bei ST4) nachgewiesen wurden. Somit hatten bis 1998 bereits 75 % der auf der Insel heimischen Amphibientaxa neue Habitate am Donauufer zumindest kurzfristig aufgesucht, nur drei Arten (*T. vulgaris*, *T. dobrogicus* – Abb. 6, *B. bombina* – Abb. 7) traten erst 1999 am Donauufer auf, *B. bufo* wurde ab 2000 nicht mehr gefunden. Die Anzahl fortpflanzungsaktiver (Statusklassen B und C) und reproduzierender (Statusklassen C) Arten nahm bis 1999 zu, dann allerdings wieder ab, weil ab 2000 am artenreichsten Standort (ST1) durch sein frühes Austrocknen keine Reproduktion möglich war.

Im Zeitraum 1998 bis 2001 war am Donauufer *R. ridibunda* am weitesten verbreitet, sie wurde nur an ST8 nie gefunden, es folgen *R. dalmatina* und *B. viridis* mit je sechs sowie *H. arborea* mit fünf Standorten (Tab. 4). *H. arborea* breitet sich entlang dem Donauufer (ST1–ST9) deutlich aus, die Präsenz von *B. viridis* nimmt hingegen sehr stark ab (Abb. 8).

Abb. 5: Anzahl der an den Standorten 1 bis 9 nachgewiesenen Amphibientaxa und deren maximal festgestellte Statusklasse an zumindest einem dieser Standorte (Legende siehe Tab. 6).



Number of amphibian taxa registered at the nine constructed inshore zones and the highest status category, which they scored at least at one of these sites (legend see Tab. 6).

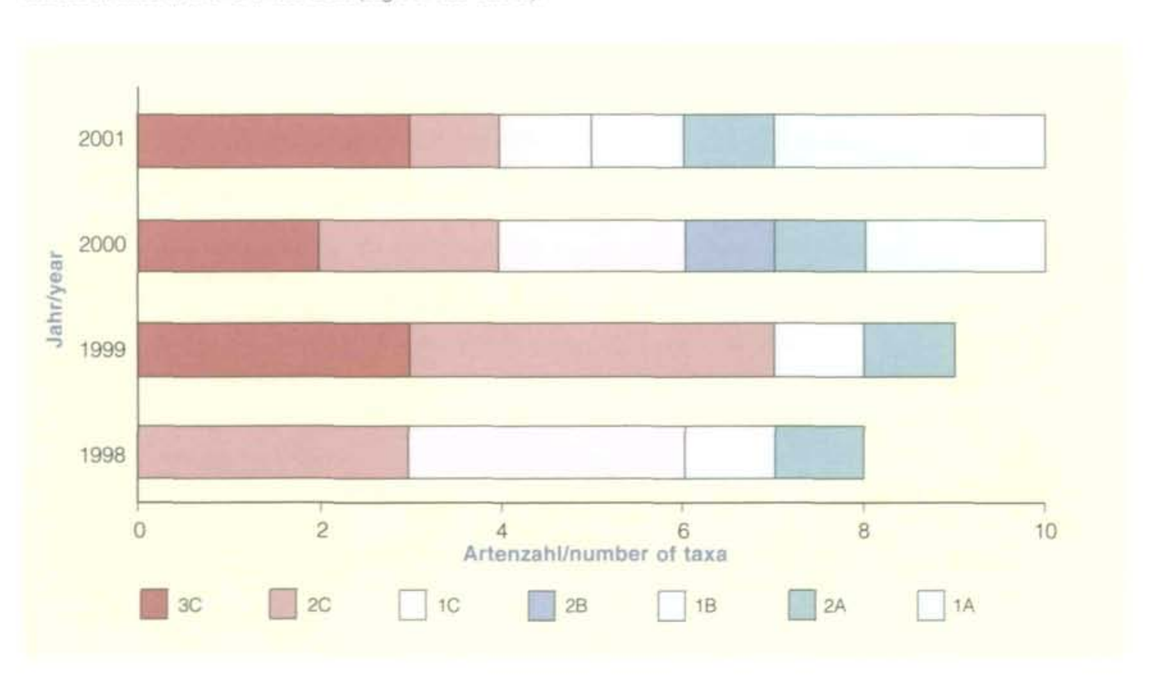




Abb. 6: Der Donaukammmolch (*Triturus dobrogicus*) ist in Österreich und auch europaweit stark gefährdet und wird im Anhang II der FFH-Richtlinie angeführt. Foto: S. Greßler

Triturus dobrogicus, one of the most endangered amphibian species in Austria and in the European Union, is listed in Annex II of the Habitats Directive.



Abb. 7: Gemäß Anhang II der FFH-Richtlinie zählt die Rotbauchunke in der Europäischen Union zu den Tierarten von gemeinschaftlichem Interesse, zu deren Erhaltung besondere Schutzgebiete ausgewiesen werden müssen. Foto: Fotoarchiv des Naturhistorischen Museums in Wien

According to Annex II of the Habitats Directive *Bombina bombina* is one of the amphibian species of community interest whose conservation requires the designation of special areas of conservation.

Von 1998 auf 1999 verdreifachte sich der Gesamtbestand an adulten Amphibien der ST1 bis 9 und schwankt seither nur unerheblich (1998: 113, 1999: 327, 2000: 289, 2001: 322 Exemplare). Die Bestandsentwicklung der einzelnen Arten ist dabei deutlich unterschiedlich (Abb. 9): starke Zunahme von 1998 auf 1999 und anschließend relativ geringe Veränderungen bei Wasserfröschen und *R. dalmatina*; bei *R. arvalis* kommt es zum starken Bestandsanstieg erst 2000; *H. arborea* tritt 1999 in außerordentlich großer Zahl auf, um sich dann auf einem gegenüber 1998 nur wenig erhöhten Niveau zu halten. Die anderen Arten sind alljährlich sehr selten, allgemein gilt, dass mit Ausnahme von *B. viridis*, *P. fuscus* und *B. bufo* alle Arten 2001 in größerer Zahl anzutreffen sind als 1998. Der Bestandssituation der einzelnen Arten entsprechend ändern sich im Laufe der Jahre auch die Dominanzverhältnisse: 1998 dominiert noch *B. viridis* mit 28 % den Amphibienbestand der Uferstandorte, ab 1999 sind bereits Wasserfrösche am häufigsten (1999: 33 %, 2000: 29 %, 2001: 36 %). Bei drei Arten (*T. dobrogicus*, *B. bombina*, *R. temporaria*) kam es bisher an den ST1 bis 9 nicht zu Fortpflanzungsaktivitäten (Statusklassen A), *B. bufo* laichte einmal, ohne gesicherten Reproduktionserfolg (Statusklassen B), die übrigen acht Arten haben bis 2001 zumindest einmal an einem der neuen Standorte reproduziert (Statusklassen C) (Tab. 4).

Die Entwicklung der Amphibienzönosen an den einzelnen Uferstandorten weicht von den o. a. summarischen Ergebnissen mehrfach ab (Tab. 3, Tab. 4, Abb. 10, Abb. 11). Jedenfalls sind regelmäßige Amphibienvorkommen nur im Südteil der Insel zu verzeichnen (ST1–ST6). Allgemein

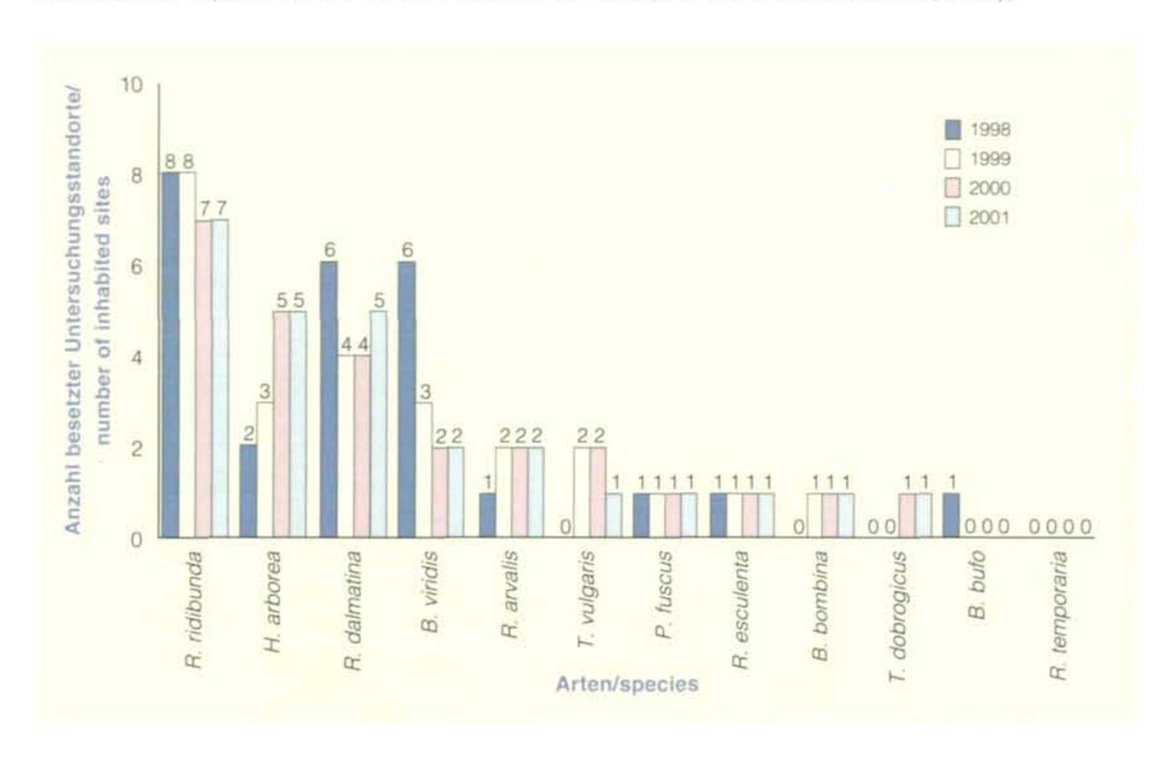
Tab. 4: Status der Amphibien an den Standorten 1 bis 9 (ST1–ST9) in den Jahren 1997 bis 2001 (vgl. CABELA & TEUFL 1998). *) ab 1998 2 Wasserfroschtaxa (*Rana ridibunda* und *Rana esculenta*) (Legende siehe Tab. 6).

Status of the amphibians at the nine constructed inshore zones (ST1–ST9) from 1997 to 2001 (see CABELA & TEUFL 1998). *) from 1998 on 2 taxa of "Water Frogs" (*Rana ridibunda* and *Rana esculenta*) (legend see Tab. 6).

	Jahr	ST1 *)	ST2	ST3	ST4a	ST4b	ST5	ST6	ST7	ST8	ST9
T. dobrogicus	1997										
	1998										
	1999										
	2000				1A						
	2001				1A						
T. vulgaris	1997										
	1998										
	1999	1B			1B						
	2000	1A			1C						
	2001	1A			1C						
B. bombina	1997										
	1998										
	1999	2A									
	2000	1A									
	2001	1A									
P. fuscus	1997	1C									
	1998	1C									
	1999	2C									
	2000	2B									
	2001	1B									
B. bufo	1997										
	1998				1B						
	1999										
	2000										
	2001										
B. viridis	1997	1C	1A	2C				1B			
	1998	1A	1A	2B	1C		1A	1A			
	1999	1A			2C			1A			
	2000	1A			2C						
	2001				1A			1A			
H. arborea	1997	1C									
	1998	2C			2C						
	1999	3C			3C			1A			
	2000	2A	1A	1A	2C			1A			
	2001	2A	1A	1A	2C			1A			
R. arvalis	1997	1A									
	1998	2C									
	1999	2C			1C						
	2000	3B			1C						
	2001	2B			3C						
R. dalmatina	1997	1A		1A							
	1998	2C		1B	1B		1A	1B			1A
	1999	3C		1A	1C			1A			
	2000	3B		1A	3C			1A			
	2001	2B		1A	3C		1A	1A			
R. temporaria	1997	1A		1A							
	1998										
	1999										
	2000										
	2001										
Wasserfrösche (Water Frogs)	1997	2A									
	1998	2A	1A	1A	1C	1A	1A		1A		1A
	1999	2C	1A	2A	3C	2A	1A	1A	2A		
	2000	2A	2A	2A	3C	2A	2A	2A			
	2001	2A	1A	1C	3C	1A	3C	2A			

Abb. 8: Präsenz der Amphibien an den Standorten 1 bis 9 (ST4a – Tümpel und ST4b – an die Donau angebundene Bucht werden getrennt behandelt).

Presence of the amphibians at the nine constructed inshore zones (ST4a and ST4b are treated separately).



heben sich die Tümpelstandorte (ST1, ST4a) durch hohe Artenspektren, Reproduktionserfolge, Bestandsgrößen und damit höhere Statusklassen der Arten von den an die Donau angebundenen Gewässern (ST2–ST3, ST4b–ST9) ab. Während Wasserfrösche 1998 an den meisten Standorten (ST1–ST4a, ST5–ST6) relativ selten sind, dominieren sie 2001 den Adulttierbestand der donaugebundenen Gewässer und werden nur an den Tümpelstandorten von Braunfröschen übertroffen. Die Entwicklungstendenzen sind in den ersten Jahren innerhalb der beiden Gruppen von Gewässertypen relativ einheitlich: auf sehr niederem Niveau weitgehend stagnierende bis fallende Artenzahlen und Abundanzen reproduktionsfähiger Tiere an den an die Donau angebundenen Gewässern, gleich bleibend hohe bis steigende Artenzahlen und Abundanzen an den Standorten mit Tümpelcharakter. Tendenzielle Änderungen und Divergenzen innerhalb der Gruppen zeigen sich ab 2000/2001: Im Gegensatz zu ST4a nimmt an ST1 ab 2000 der Gesamtbestand an adulten Amphibien ab, 2001, im 4. Untersuchungsjahr, auch die Artenzahl und es bleibt jeglicher Reproduktionserfolg aus. Demgegenüber entwickeln sich an ST4a v. a. die Bestände von *R. arvalis*, *R. dalmatina* und *R. ridibunda* sehr gut, nach einem rapiden Anstieg geht allerdings der *H. arborea*-Bestand im Jahr 2000 wieder zurück. 2001 setzt eine positive Entwicklung an einigen donaugebundenen Standorten ein, wo Amphibien (*R. ridibunda*) erstmals reproduzieren (ST3, ST5) und z. T. auch die Abundanz deutlich steigt (ST5), allerdings bei weiterhin sehr niedriger Artenzahl. Eine den übrigen Arten entgegengesetzte Tendenz zeigt *B. viridis*, dessen Status an allen Standorten unabhängig vom Gewässertyp mit der Zeit stark abnimmt.

Bei zusammenfassender Betrachtung aller kennzeichnenden Parameter wird im Laufe der Jahre ein allgemeiner Niedergang von *B. viridis* und eine deutliche Entfaltung der Wasserfrösche (v. a. *R. ridibunda*) an den neuen Standorten evident. *T. vulgaris*, *R. arvalis* sowie *R. dalmatina* entwickeln sich an ST4a sehr gut.

Am Tritonwasser, dessen Amphibienpopulationen seit seiner Fertigstellung 1990 kontrolliert werden und an dem ab 1997 Maßnahmen zur Förderung der Amphibien vorgenommen wurden (GOLDSCHMID & GRÖTZER 2002), wurden insgesamt zehn Arten nachgewiesen. Von den Amphibien der Insel fehlen nur *R. esculenta* und *P. fuscus* (Tab. 5, Tab. 6). Bereits 1990 sind mindestens fünf Arten anwesend und es sind bis 1992 steigende Artenzahlen und Abundanzen zu verzeichnen. Ab 1993 geht der Amphibienbestand rapide zurück, die folgenden Jahre sind durch Schwankungen im Artenspektrum, abnehmende Anzahl fortpflanzungsaktiver (Statusklassen B und C), v. a. aber reproduzierender Arten gekennzeichnet (Abb. 12). Die Artenzahl sinkt in dieser Zeit auf ein Minimum von vier (1996), der Reproduktionserfolg ist maximal für zwei Arten (1996) gesichert. Eine gegenläufige Entwicklung manifestiert sich ab 1998 in steigenden Artenzahlen, steigendem Reproduktionserfolg, aber auch in steigender Abundanz der selteneren Arten: 1999 sind von allen neun anwesenden Arten Laichprodukte vorhanden, dabei ist nur für eine Art (*R. temporaria*) der Bruterfolg nicht gesichert; *T. vulgaris* tritt nach siebenjähriger Abwesenheit wieder auf, *T. dobrogicus* wird am Tritonwasser erstmals nachgewiesen. In den folgenden zwei Jahren festigen sich die Bestände von Braunfröschen (*R. dalmatina* 1997: 4, 2001: 50 Laichballen; *R. arvalis* 1997:

Abb. 9: Bestandsentwicklung der Amphibien an den Standorten 1 bis 9 (Anzahl = apparente Bestandsgröße).



Development of the amphibian populations at the nine constructed inshore zones (number = apparent population size).

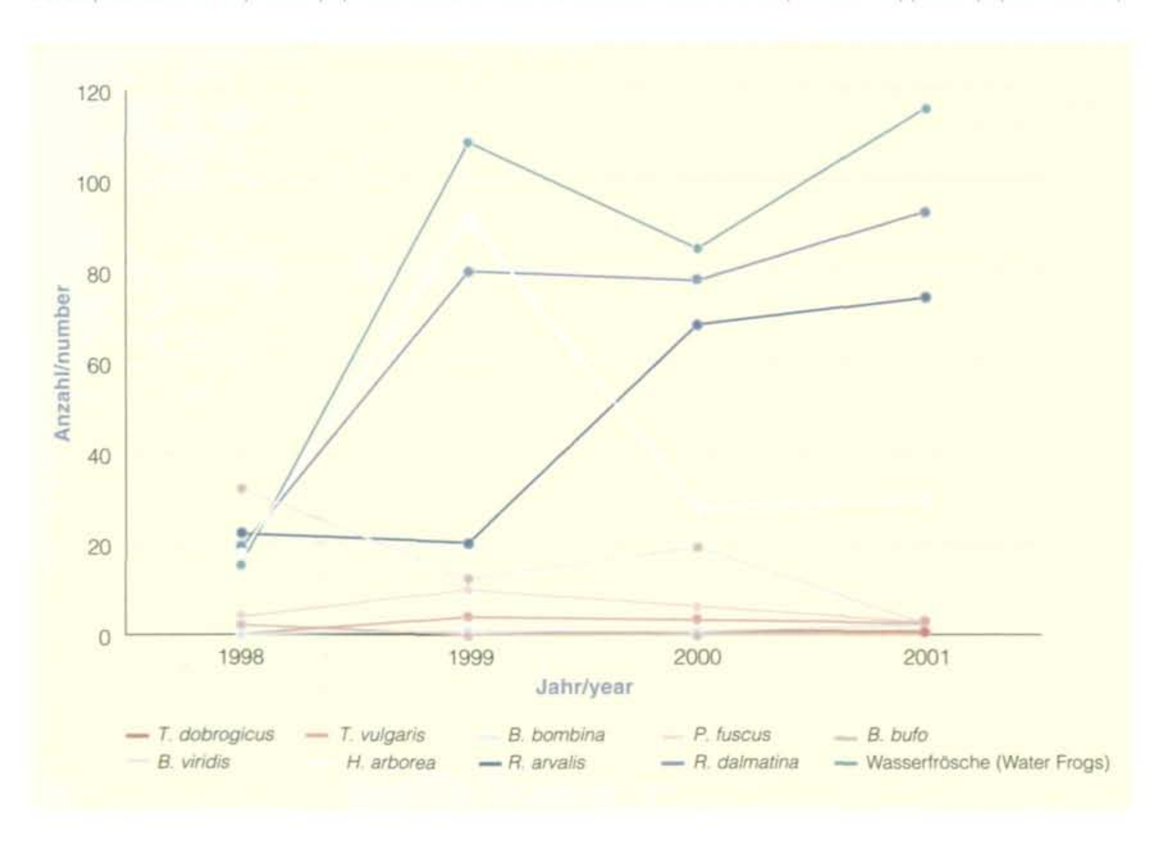


Abb. 10: Anzahl der an den einzelnen Standorten (ST1–ST9) nachgewiesenen Amphibientaxa und deren Bodenständigkeit getrennt für die Jahre 1998 bis 2001.

Number of amphibian taxa registered at the nine constructed inshore zones (ST1–ST9) and their reproductive status from 1998 to 2001.

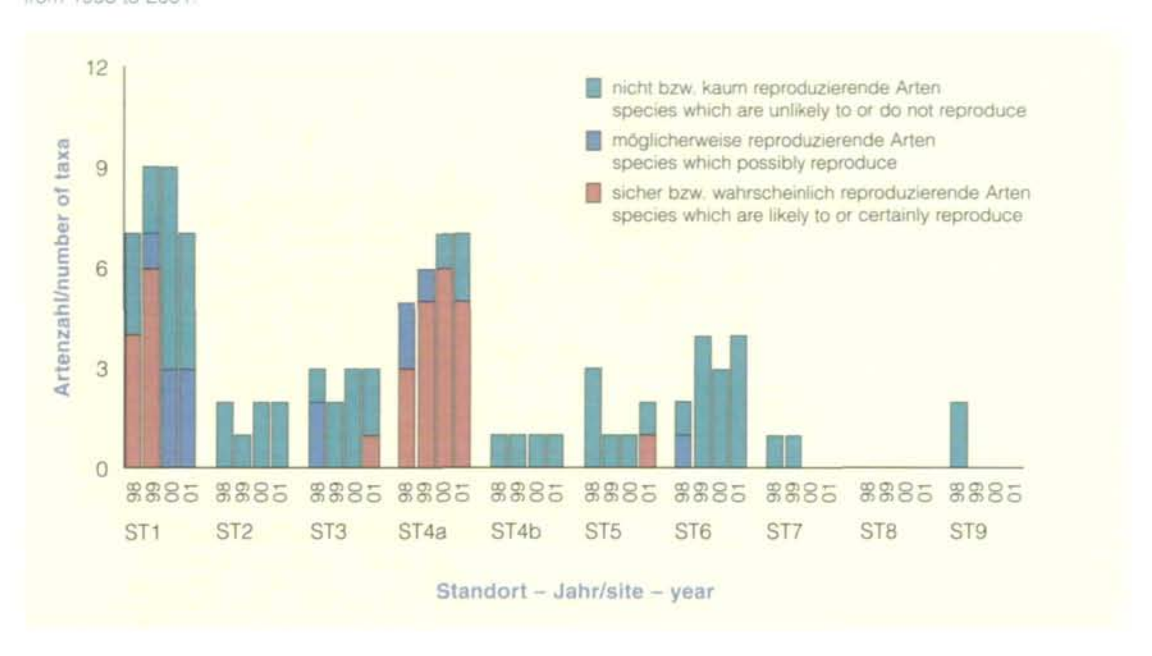
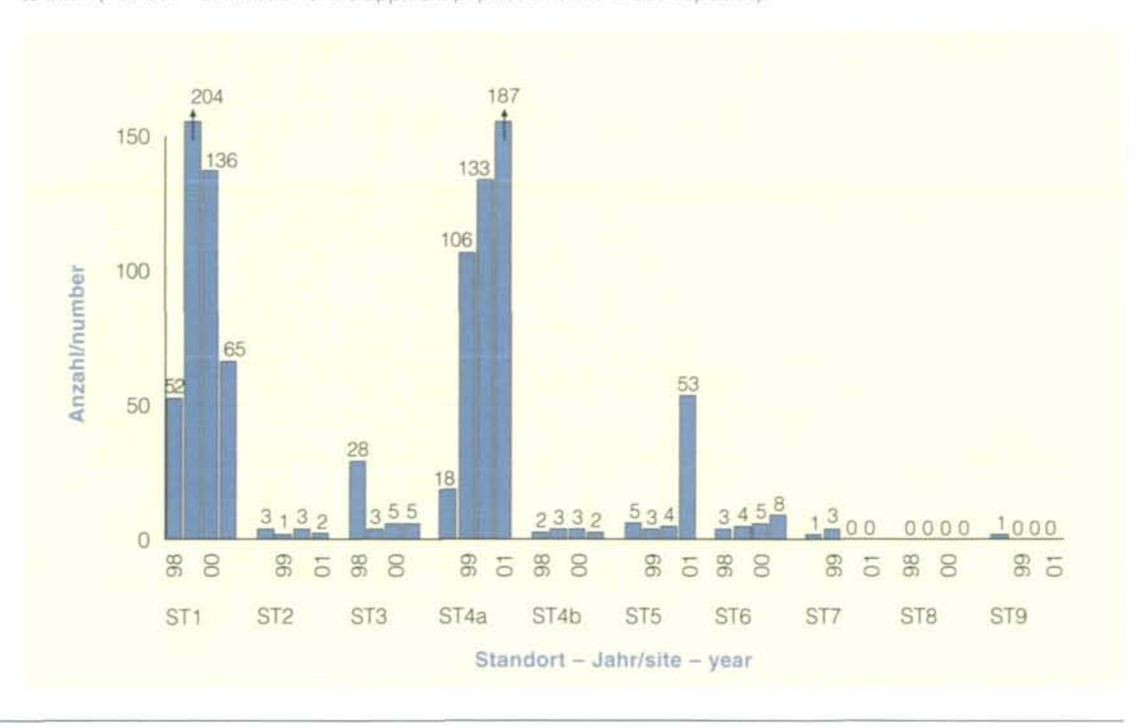


Abb. 11: Bestandsentwicklung der Amphibien an den einzelnen Standorten (ST1–ST9) getrennt für die Jahre 1998 bis 2001 (Anzahl = Summe der apparenten Bestände der einzelnen Arten).

Amphibian population sizes separately for any of the nine constructed inshore zones (ST1–ST9) and for the years 1998 to 2001 (number = summation of the apparent population sizes of each species).



Tab. 5: Besiedlung des Tritonwassers durch Amphibien mit Angabe der apparenten Bestandsgrößen an Adulten in Klassen und der Reproduktionserfolge (vgl. CHOVANEC et al. 1993, SEHNAL 1994, TEUFL 2002).

Amphibian colonisation of "Tritonwasser" pond. Apparent population sizes of adults (in categories) and success of reproduction are given (see also CHOVANEC et al. 1993, SEHNAL 1994, TEUFL 2002); [1] = Brown Frog.

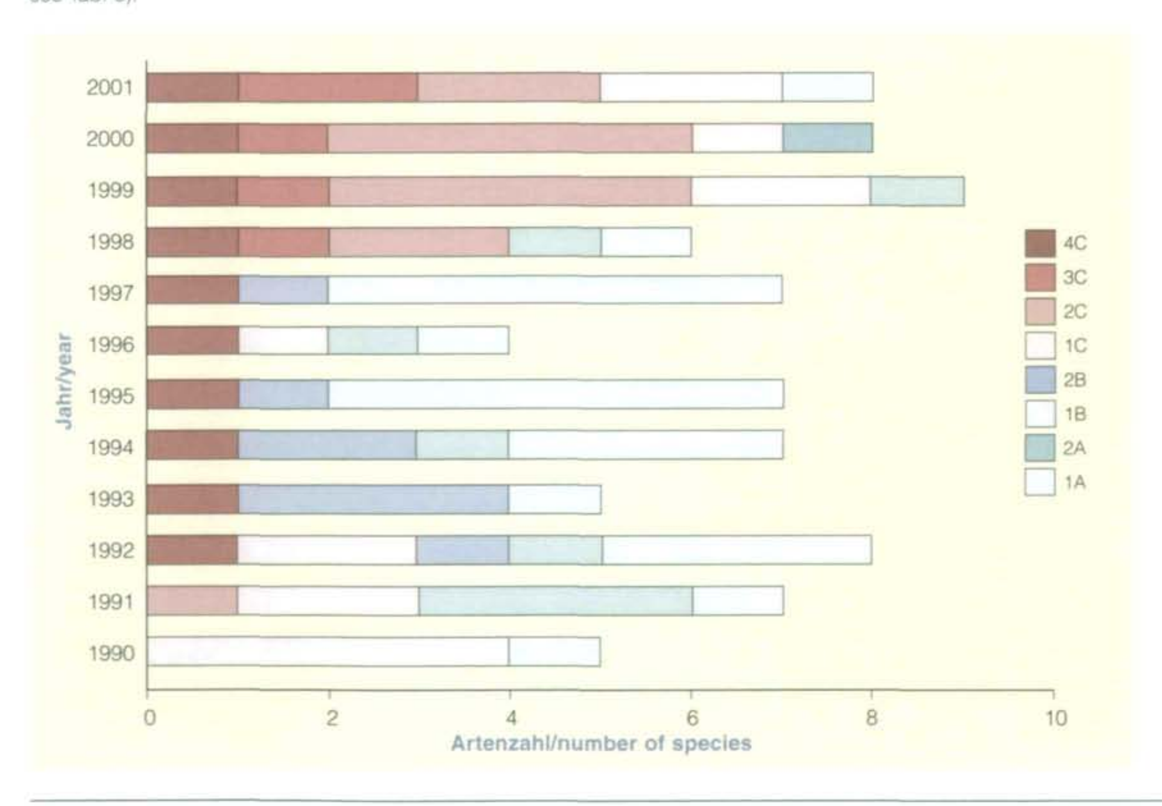
	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001
T. dobrogicus										II R*	III R*	III R*
T. vulgaris	I +	I +	II +							III R	III R	II R*
B. bombina		II r	I +		II +	I +		II +	III R	III R*	III +	I +
B. bufo		II r	II r		II +	I +	I +	II +	II r	II R	II R*	II R*
B. viridis	II R	II R	III R	III r	III r	II +						
H. arborea	II R*	II R*	III r	III r	II r	I +		II +	II +	III R	III R*	III R
Braunfrosch [1]	II R	II r										R
R. arvalis	?				I +		II r	I +	III R*	III R	III R*	IV R*
R. dalmatina			III R	III r	III r	I +	II R*	III +	IV R*	IV R	IV R*	IV R
R. temporaria			I +	I +		II r		I +		II r		
R. ridibunda	II R	III R	V R	V R	V R	V R	V R	V R	V R	V R	V R	V R
Anzahl der Arten/ number of species	5	7	8	5	7	7	4	7	6	9	8	8

I = Einzelfund, II = 2–5, III = 6–30, IV = 31–100, V = >100 Individuen; + = Durchzug, Sommeraufenthalt (Nachweis nur von Adulten, Subadulten, zugewanderten Jungtieren); r = Fortpflanzungsaktivität (Nachweis von Laich und/oder Larven), R = Reproduktionsnachweis durch Juvenile, R* = Reproduktionsnachweis durch weit entwickelte Larven.

I = single observation, II = 2-5, III = 6-30, IV = 31–100, V = >100 specimens (see also Tab. 3).

Abb. 12: Anzahl der am Tritonwasser nachgewiesenen Amphibienarten und deren Statusklassen in den Jahren 1990 bis 2001 (Legende siehe Tab. 6).

Number of amphibian species registered at "Tritonwasser" pond and their status categories from 1990 to 2001 (legend see Tab. 6).



Tab. 6: Status der Amphibien am Tritonwasser in den Jahren 1990 bis 2001.

Status of the amphibian species at "Tritonwasser" pond from 1990 to 2001; [1] = Brown Frog.

	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001
T. dobrogicus										1C	2C	2C
T. vulgaris	1A	1A	1A							2C	2C	1C
B. bombina		1B	1A		1A	1A		1A	2C	2C	2A	1A
B. bufo		1B	1B		1A	1A	1A	1A	1B	1C	1C	1C
B. viridis	1C	1C	2C	2B	2B	1A						
H. arborea	1C	1C	2B	2B	1B	1A		1A	1A	2C	2C	2C
Braunfrosch [1]	1C	1B										
R. arvalis	?				1A		1B	1A	2C	2C	2C	3C
R. dalmatina			2C	2B	2B	1A	1C	2B	3C	3C	3C	3C
R. temporaria			1A	1A		1B		1A		1B		
R. ridibunda	1C	2C	4C	4C	4C	4C	4C	4C	4C	4C	4C	4C

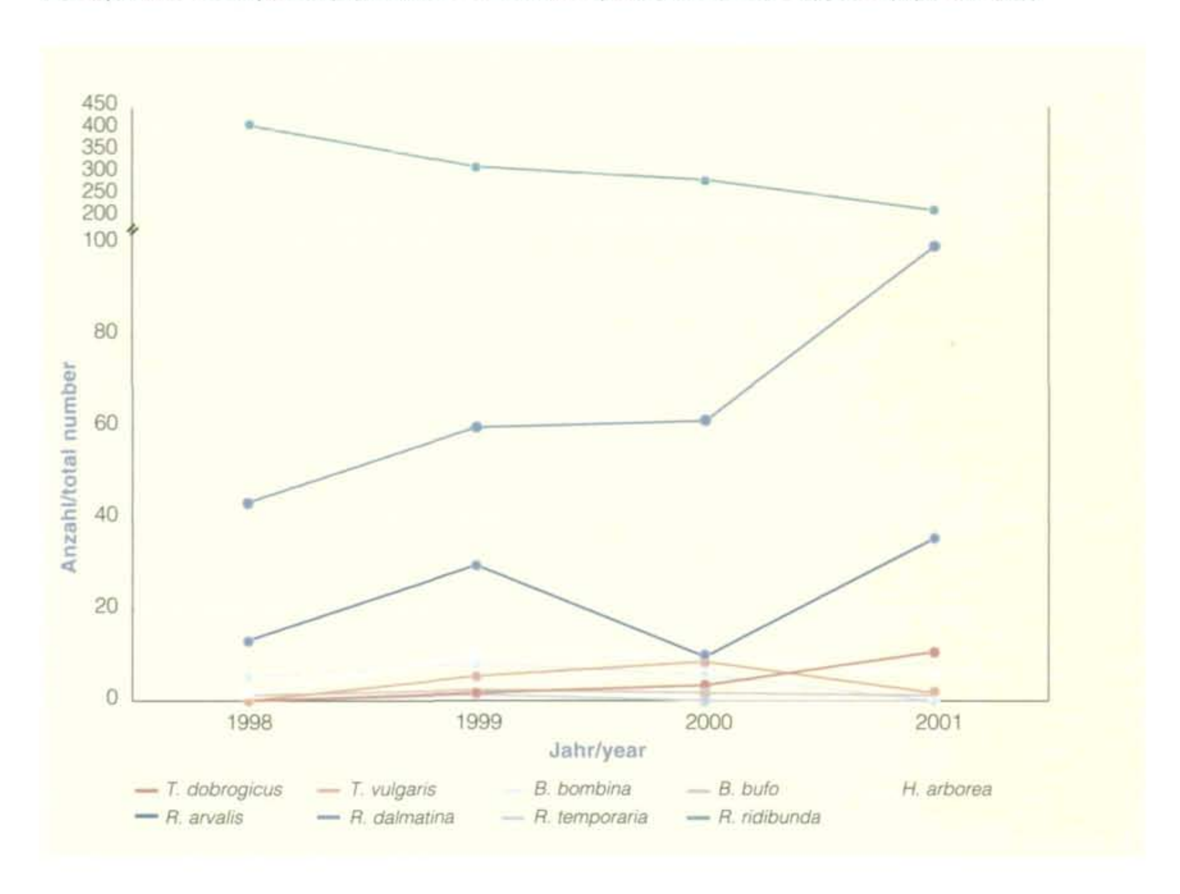
- 1A einzelne Durchzügler: gelegentlich Nachweis von wenigen verwandelten Tieren, keine Fortpflanzungsaktivitäten oder Laichprodukte
- 2A nicht bzw. kaum reproduzierender kleiner Bestand (Sommerquartier): regelmäßiger Nachweis von verwandelten Tieren in geringer bis mittlerer Zahl, keine Fortpflanzungsaktivitäten oder Laichprodukte
- 3A nicht bzw. kaum reproduzierender großer Bestand (Sommerquartier): regelmäßiger Nachweis von verwandelten Tieren in (sehr) großer Zahl, keine Fortpflanzungsaktivitäten oder Laichprodukte (bis 2001 an den untersuchten Gewässern der Donauinsel nicht realisiert)
- 1B kleine, möglicherweise reproduzierende Laichgesellschaft: Adulte in geringer Zahl, Fortpflanzungsaktivitäten (Laichprodukte) feststellbar, aber Reproduktionserfolg wenig oder nicht wahrscheinlich
- 2B mittlere, möglicherweise reproduzierende Laichgesellschaft: Adulte in mittlerer Zahl, Fortpflanzungsaktivitäten (Laichprodukte) feststellbar, aber Reproduktionserfolg wenig oder nicht wahrscheinlich
- 3B große, möglicherweise reproduzierende Laichgesellschaft: Adulte in (sehr) großer Zahl, Fortpflanzungsaktivitäten (Laichprodukte) feststellbar, aber Reproduktionserfolg wenig oder nicht wahrscheinlich
- 1C kleiner, sicher bzw. wahrscheinlich reproduzierender Bestand: Adulte in geringer Zahl, Reproduktionserfolg sicher bzw. wahrscheinlich
- 2C mittlerer, sicher bzw. wahrscheinlich reproduzierender Bestand: Adulte in mittlerer Zahl, Reproduktionserfolg sicher bzw. wahrscheinlich
- 3C großer, sicher bzw. wahrscheinlich reproduzierender Bestand: Adulte in großer Zahl, Reproduktionserfolg sicher bzw. wahrscheinlich
- 4C sehr großer, sicher bzw. wahrscheinlich reproduzierender Bestand: Adulte in sehr großer Zahl, Reproduktionserfolg sicher bzw. wahrscheinlich

1 adultes Tier, 2001: 36 Laichballen), die anderen Arten bleiben weiterhin relativ selten mit nur ausnahmsweise mehr als zehn bei einem Rundgang registrierten adulten Individuen.

Zwei Arten profitieren von den Pflegemaßnahmen ab 1998 nicht: *B. viridis* besiedelt das Tritonwasser bereits 1990, erreicht den Höchststand 1992, zuletzt wird 1995 ein einzelnes Tier am Gewässer gefunden. *R. ridibunda* ist die einzige Art, die sich bereits in den ersten Jahren am Tritonwasser etablieren kann, den Bestandseinbruch der anderen Arten nicht erleidet und ab 1992 unvermindert in der höchsten Statusklasse (4C) auftritt. Ihr Bestand erreicht das Maximum 1997 mit 486 bei einem Rundgang gezählten adulten Individuen. Ab 1998 nimmt die Abundanz von *R. ridibunda* stetig ab (2001: 214 Exemplare), trotzdem bleibt sie weiterhin die dominante Art mit über 50 % des Adulttierbestandes (Abb. 13). Verglichen mit 1997 treten 2001 eine Art (*R. temporaria*) in geminderten, zwei Arten (*B. bombina*, *R. ridibunda*) in gleichen, alle anderen in erhöhten Statusklassen auf. Ab 1998 ist eine Statusverschlechterung nur bei *B. bombina* (Status 1998/2001: 2C/1A) festzustellen, Verbesserung bei *T. dobrogicus* (-/2C), *T. vulgaris* (-/2C), *B. bufo* (1B/1C), *H. arborea* (1A/2C) und *R. arvalis* (2C/3C), der Status von *R. dalmatina* (3C) und *R. ridibunda* (4C) ist 2001 gegenüber 1998 unverändert. Die Entwicklung der Amphibienzönose zeigt somit ab 1998 eine klar positive Tendenz.

Abb. 13: Bestandsentwicklung der Amphibien am Tritonwasser (Anzahl = apparente Bestandsgröße).

Development of the amphibian populations at "Tritonwasser" pond (total number = apparent population size).



Die Kreimellacke ist das älteste der im Rahmen unserer Untersuchungen systematisch bearbeiteten Amphibienhabitate. Mit zehn Taxa – 1998 trat *R. esculenta* erstmals auf – beherbergt sie ein reiches Arteninventar, seit 1998 wurden von den Arten der Donauinsel nur die beiden Kröten (*B. bufo*, *B. viridis*) nicht nachgewiesen (Tab. 7, Tab. 8).

Mit Ausnahme der auf der ganzen Insel ausgesprochen seltenen *R. temporaria* reproduzieren bis 1999 alle Arten (Statusklassen C, Abb. 14). Ab dem Jahr 2000 setzt eine negative Entwicklung der Amphibienfauna hinsichtlich Artenzahl und Bruterfolg ein (2000 unsicherer Bruterfolg von *P. fuscus*, dieser und *R. temporaria* sind 2001 nicht mehr anzutreffen). Demgegenüber steigt der Gesamtbestand an adulten Amphibien 2000 auf ein Maximum, um im Jahr 2001 wieder dramatisch abzufallen (1998: 151, 1999: 156, 2000: 234, 2001: 113). An der Bestandssteigerung von 2000 sind in erster Linie die Wasserfrösche und *H. arborea* beteiligt, am Rückgang im Jahr 2001 diese beiden sowie *R. dalmatina* (2000: 27 Laichballen, 2001: 6). Insgesamt sind zwischen 1998 und 2001 mehr oder weniger starke Abundanzverluste bei *P. fuscus*, *R. arvalis* und *R. dalmatina*, ein leichter Abundanzgewinn ist bei Wasserfröschen zu verzeichnen (Abb. 15). In deutlicher Weise zeichnet sich im Laufe der Jahre ein Vormarsch der Wasserfrösche ab: Bis 1999 ist noch *R. dalmatina* die häufigste Art, ab 2000 dominieren die Wasserfrösche den Amphibienbestand

Tab. 7: Entwicklung der Amphibienfauna an der Kreimellacke in den Jahren 1998 bis 2001 mit Angabe der apparenten Bestandsgrößen an Adulten und der Reproduktionserfolge. ') *Rana ridibunda* und *Rana esculenta* (Legende siehe Tab. 3).

Development of the amphibian fauna at "Kreimellacke" pond from 1998 to 2001. Apparent population sizes of adults and success of reproduction are given; ') *Rana ridibunda* and *Rana esculenta* (legend see Tab. 3).

	1998	1999	2000	2001
T. dobrogicus	8R*	14R	3R*	7R*
T. vulgaris	2R	5R	2R*	2R*
B. bombina	11R	16R*	17R*	9R*
P. fuscus	2R	2R	2r	
H. arborea	31R	15R*	60R*	31R
Braunfrosch/Brown Frog	R			R
R. arvalis	26R*	12R	4R*	2R*
R. dalmatina	40R*	50R	54R*	12R*
R. temporaria	1+	1+	2+	
Wasserfrösche')	30R	41R	90R	50R
Anzahl der Taxa/ number of taxa	10	10	10	8

Tab. 8: Status der Amphibien an der Kreimellacke in den Jahren 1998 bis 2001; ') ab 1998 2 Wasserfroschtaxa (*R. ridibunda* und *R. esculenta*); (Legende siehe Tab. 6).

Status of the amphibians at "Kreimellacke" pond from 1998 to 2001; ') 2 taxa of Water Frogs (*R. ridibunda* and *R. esculenta*) (legend see Tab. 6).

	1998	1999	2000	2001
T. dobrogicus	2C	2C	1C	2C
T. vulgaris	1C	1C	1C	1C
B. bombina	2C	2C	2C	2C
P. fuscus	1C	1C	1B	
H. arborea	3C	2C	3C	3C
R. arvalis	2C	2C	1C	1C
R. dalmatina	3C	3C	3C	2C
R. temporaria	1A	1A	2A	
Wasserfrösche')	2C	3C	3C	3C

(Dominanz 1998/1999/2000/2001 von *R. dalmatina*: 26%/32%/23%/11%, Wasserfrösche: 20%/26%/38%/44%). Eine Statusverschlechterung ist bei *P. fuscus* (Status 1998/2001: 1C/-), *R. arvalis* (3C/1C), *R. dalmatina* (3C/2C) und *R. temporaria* (1A/-) festzustellen, eine Verbesserung nur bei Wasserfröschen (2C/3C); der Status von *T. dobrogicus* (2C), *T. vulgaris* (1C), *B. bombina* (2C) und *H. arborea* (3C) ist 2001 gegenüber 1998 unverändert. Die Entwicklung der Amphibienzönose zeigt somit keine eindeutige Tendenz, bis auf die deutliche Zunahme der Wasserfrösche und die deutliche Abnahme der Braunfrösche.

Einfluss von Ausbreitungsquellen und von Life-history-Strategien der Arten auf die Besiedlung der Uferstrukturen und auf die Entwicklung der Amphibienbestände

Mit elf Arten und dem Hybriden *R. esculenta* sind auf der Donauinsel 60% der – unter Einbeziehung des Hybriden – zwanzig in Österreich und auch in Niederösterreich heimischen

Abb. 14: Anzahl der an der Kreimellacke nachgewiesenen Amphibientaxa und deren Statusklassen in den Jahren 1998 bis 2001 (Legende siehe Tab. 6).

Number of amphibian taxa registered at "Kreimellacke" pond and their status categories (legend see Tab. 6).

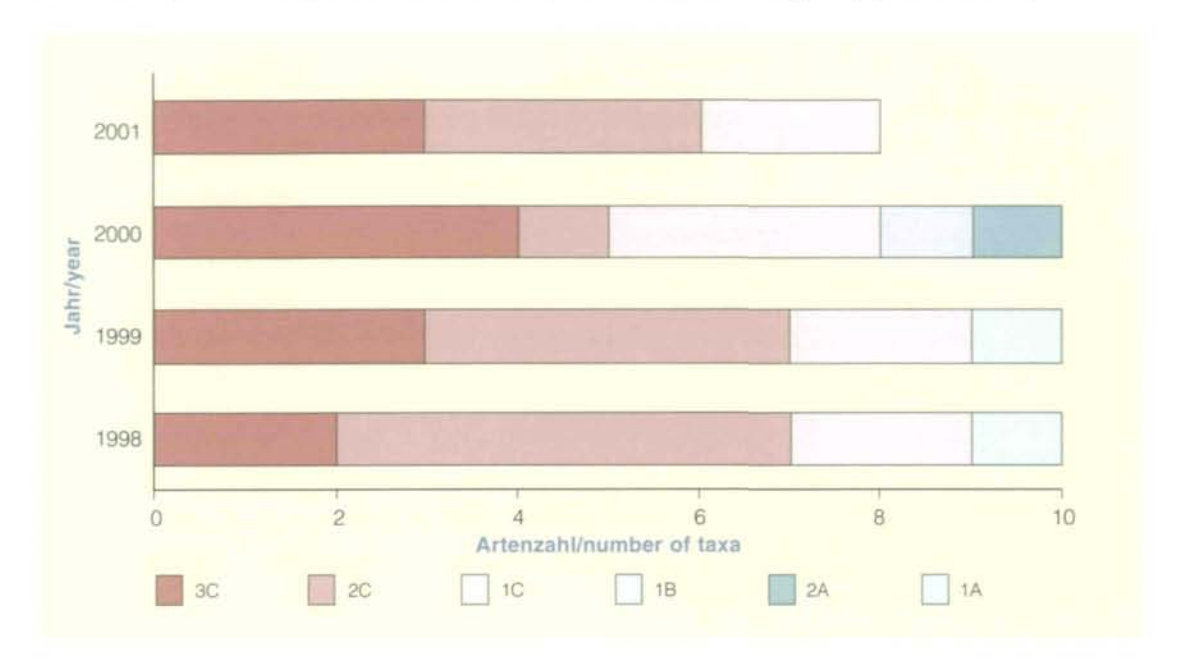
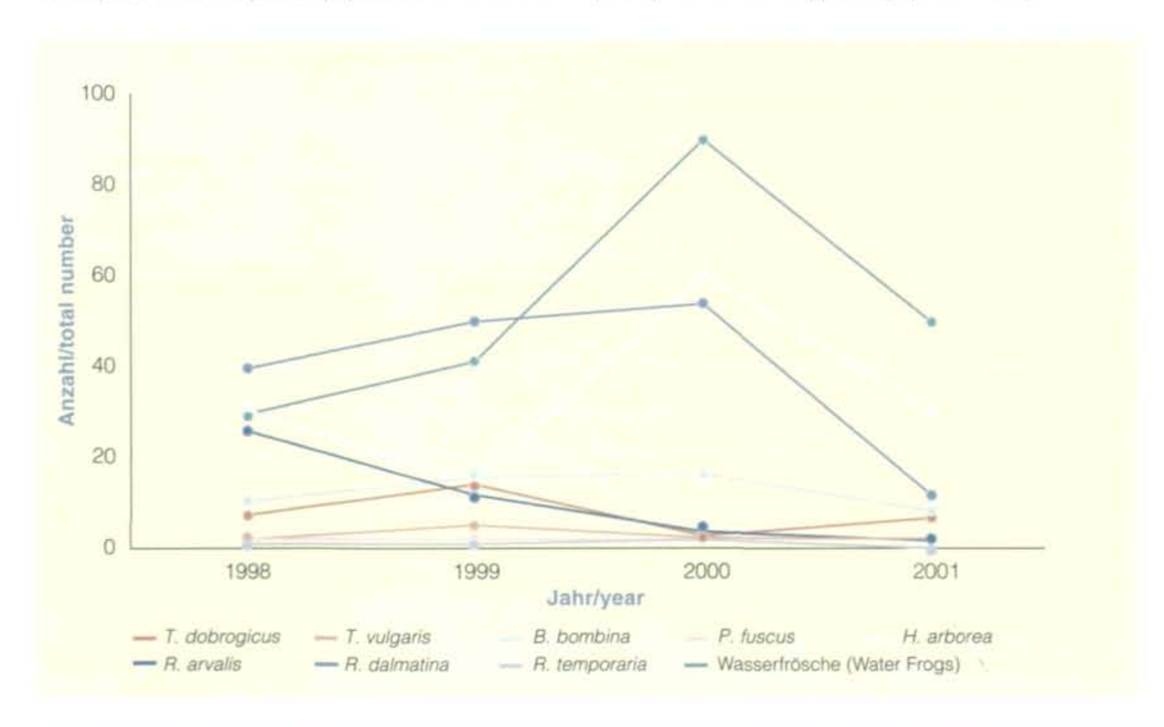


Abb. 15: Bestandsentwicklung der Amphibien an der Kreimellacke von 1998 bis 2001 (Anzahl = apparente Bestandsgröße).

Development of the amphibian populations at "Kreimellacke" pond (total number = apparent population size).



Amphibienarten vertreten (vgl. CABELA et al. 1997, CABELA et al. 2001). Von den 13 in den Wiener und niederösterreichischen Donauauen lebenden Arten fehlt – abgesehen von einem Einzelfund (SEHNAL 1994) – lediglich *R. lessonae*. Trotz dieser großen Übereinstimmung ist die Amphibienfauna der Donauinsel nicht typisch für die umgebenden Augebiete. Deutliche Unterschiede bestehen v. a. durch das relativ häufige Auftreten von *B. viridis* auf der Insel, der in den Auen nur ausgesprochen selten und zwar an deren Rand anzutreffen ist, und durch die relative Seltenheit von *B. bufo*, einer Art mit ausgeprägter Präferenz für Baumbestände im Landhabitat (vgl. PINTAR & STRAKA 1990, PINTAR 2001).

Die Besiedlung der Donauinsel durch Amphibien ging vom ehemaligen Inundationsgebiet aus, daneben wurden auch mehrfach Tiere ausgesetzt (z. B. Forsthüttenteich – LÖSCHENKOHL 1985, Endelteich – KOGOJ 1997). Die Arten haben sich seither an den heute „reiferen" Inselgewässern mit mehr oder weniger gutem Erfolg etabliert. Die Entwicklung der Amphibienpopulationen an diesen Gewässern verlief allerdings sehr unterschiedlich. Der Mitte der 1980er-Jahre noch ausgesprochen arten- und individuenreiche Bestand des Endelteiches nimmt seither – infolge der starken Verlandung – stetig ab (HÖDL et al. 1997).

Die Kreimellacke entspricht dem Typus eines Autümpels, ihr reiches Arteninventar war viele Jahre lang weitgehend unverändert. Die seit 1998 bei mehreren Arten festgestellten Abundanzschwankungen bzw. -rückgänge können z. T. im normalen Bereich liegen und auch durch das vermehrte Laichplatzangebot in der unmittelbaren Umgebung bedingt sein. Amphibien sind in Metapopulationen organisiert (HENLE & RIMPP 1993). Das bedeutet auch bei einer stabilen Gesamtpopulation einen starken Wechsel am einzelnen Laichplatz, mit erlöschenden bzw. neu gegründeten Teilpopulationen (UTSCHIK 1994, vgl. auch z. B. BORGULA 1995). Andererseits fällt auf, dass die Lacke sich in den letzten Jahren hinsichtlich der für „anspruchsvolle" Arten wichtigen Faktorenkombination Besonnung (*H. arborea*, *R. arvalis*) und keine Permanenz (*T. dobrogicus*, *H. arborea*, *P. fuscus*) nachteilig verändert hat (vgl. BLAB 1986, PINTAR & STRAKA 1990, CABELA et al. 2001). Den geringsten Effekt hat diese Entwicklung auf die Wasserfrösche, die deshalb an der Lacke stetig dominanter werden.

Am Tritonwasser kam es nach einer raschen Besiedlung und anfänglich vielversprechender Entwicklung des Amphibienbestandes (CHOVANEC et al. 1993) ab 1993 zu einem dramatischen, weit über den normalen Schwankungsbereich von Amphibienbeständen hinausgehenden Rückgang. Er betraf nicht nur typische Pionierarten und konnte nur mit der massenhaften Entwicklung von eingeschleppten Fischen in Zusammenhang gebracht werden. Durch Pflegemaßnahmen, die v. a. auf die Minderung der Prädation durch Fische abzielten, wurde 1998 eine gegenläufige Entwicklung eingeleitet (GOLDSCHMID & GRÖTZER 2002, TEUFL 2002). Im für die Besiedlung der neuen Standorte relevanten Zeitraum 1998 bis 2001 wurden neun Arten am Gewässer registriert, es fehlen nur *B. viridis*, *P. fuscus* und *R. esculenta*, fast alle Arten traten seither in steigender Abundanz auf. Die Periode ungünstiger Fortpflanzungsbedingungen blieb nur bei *R. ridibunda* ohne Auswirkung, die sich bereits in den ersten Jahren am Tritonwasser gut etablierte und seither den Gesamtbestand an Amphibien deutlich dominiert.

Alle Arten, die bis 2001 die neuen Strukturen am Donauufer besiedelt haben, waren bereits vor Errichtung der Staustufe auf der Insel zumindest in geringer Zahl vorhanden. Als Ausbreitungsquelle für die Besiedlung kommt in erster Linie der Tote Grund (Kreimellacke) in Betracht, aber auch die Bereiche von Endelteich und Tritonwasser, da Amphibien – durch ihre relativ lange Lebensdauer und hohe Fortpflanzungsrate bei günstigen Laichbedingungen – Zeiten

stagnierender Bestandsentwicklung gut überdauern können (PINTAR 2001). Lediglich für das Auftreten von *R. esculenta* im Südteil der Insel kommt keines dieser Gewässer als Ausbreitungsquelle in Frage, da vor Beginn der Stauhaltung im Süden nur *R. ridibunda* bekannt war (BRACHMAN et al. 1982, LÖSCHENKOHL 1985, MACALKA 1992, eigene Beobachtungen). *R. esculenta*, bis 1998 nur im Norden der Insel nachgewiesen (1991 bis 1992 Endelteich, KOGOJ 1997), war 1998 vereinzelt, 1999 bereits in relativ starker Abundanz an der Kreimellacke und an ST1 anzutreffen. Es ist wenig wahrscheinlich, dass diese Hybriden vom Endelteich stammen – sie hätten dann wohl zunächst die weiter nördlich gelegenen Abschnitte der Insel besiedelt. Nach GRILLITSCH (1990) ist *R. esculenta* an mehreren Stellen an der Alten Donau, in der Lobau, im Prater und am Schneidergrund verbreitet. MACALKA (1992) stellte ein starkes Überwiegen von *R. ridibunda* im Bereich Alte Donau/Lobau fest und konnte nur in einem eng begrenzten Teil, und zwar um den Ölhafen Lobau und dem Donau-Oder-Kanal, Hybride finden. Nach unseren Daten handelt es sich an Kreimellacke und ST1 – wie in der von MACALKA (1992) beschriebenen Mischpopulation im Bereich Ölhafen/Donau-Oder-Kanal – um ein *R. ridibunda-R. esculenta*-Männchen-System. Für die Gewässer am rechten Donauufer liegen keine detaillierten Untersuchungen zum taxonomischen Status der Wasserfroschbestände vor.

Für den Termin der Erstbesiedlung sowie für Entwicklung und Dauer der Bestände sind die Life-history-Strategien der Arten, in erster Linie Vagilität und Habitatpräferenzen (hinsichtlich Land- und Laichhabitat), verantwortlich (BLAB et al. 1991). Diese Tatsache wird auch durch unsere Untersuchungen auf der Donauinsel bestätigt. Bereits im ersten Jahr der Wasserführung sind Arten mit hohen Migrationsleistungen (*B. viridis*, *B. bufo*, *H. arborea*, *R. dalmatina*, *R. temporaria*, Wasserfrösche) zumindest vereinzelt an weitab von „älteren" Laichgewässern gelegenen neuen Standorten anzutreffen (Tab. 4). Mit Ausnahme der allgemein seltenen Arten (*B. bufo*, *R. temporaria*) treten sie im Untersuchungszeitraum insgesamt mit höchsten Präsenzen am Donauufer auf (Abb. 8). Die typische Pionierart *B. viridis*, die „junge", vegetationsarme Gewässer als Laichplatz bevorzugt, zieht sich, nach erfolgreicher Reproduktion im ersten Jahr, bei zunehmendem Pflanzenbewuchs zurück. Durch verstärkten Pflanzenbewuchs verringerte tägliche Temperaturschwankungen im Wasser führen bei der nah verwandten Art, *B. calamita*, zu einer Minderung der Überlebensrate der Larven (MEYER & HENLE 1997). Die anderen Arten dieser Gruppe etablieren sich an den Reproduktionsgewässern mit kontinuierlich steigenden Abundanzen (*R. dalmatina*, Wasserfrösche) oder mit merklichen jährlichen Bestandsschwankungen (*H. arborea*). (Die untypische Bestandsentwicklung an ST1 ist durch das frühzeitige Austrocknen des Tümpels in den Jahren 2000 und 2001 bedingt.) Das Auftreten dieser Arten an den anderen Standorten erscheint weitgehend „zufällig", wie auch das von *B. bufo* und *R. temporaria*.

Für den Termin des erstmaligen Erscheinens fällt bei weniger vagilen Arten (Molche, *P. fuscus*, *B. bombina*, *R. arvalis*) erwartungsgemäß die Distanz zum nächsten „älteren" Laichplatz ins Gewicht, wobei auch die Feuchteverhältnisse im Umland eine Rolle spielen. *P. fuscus*, der mit den extrem trockenen Bedingungen auf dem Inselplateau besser zurechtkommt, erscheint in reproduktionsfähiger Anzahl bereits im ersten Jahr der Wasserführung (1997) an dem kaum 500 m von der Kreimellacke entfernten ST1 (alle anderen Standorte bleiben bis 2001 unbesiedelt). Die Arten, die im Landlebensraum feuchtere Bedingungen benötigen, sind – abgesehen von einem Einzelfund von *R. arvalis* 1997 an ST1 – erst im 2. (*T. vulgaris* ST4a – 1999; *R. arvalis* ST1 – 1998, ST4a – 1999) oder 3. (*T. dobrogicus* ST4a – 2000; *T. vulgaris* ST1 – 1999; *B. bombina* ST1 – 1999) Jahr an den Gewässern anzutreffen (Tab. 4). Die Arten dieser Gruppe

besiedeln bis 2001 ausschließlich Standorte mit Tümpelcharakter, wo die Bestände von *T. vulgaris*, *P. fuscus* und *R. arvalis* – bei ausreichender Permanenz, was ab 2000 nur an ST4a gegeben ist – zunehmen. Ob sich eine stabile *T. dobrogicus*-Population an ST4a ausbilden kann, ist aufgrund der geringen Größe fraglich, ST1 ist durch mangelnde Permanenz und Tiefe als Laichgewässer für *T. dobrogicus* und *B. bombina* ungeeignet (siehe Kapitel 3.2). Die maximalen Distanzen zwischen „älteren" Laichplätzen (Kreimellacke, Tritonwasser, Endelteich) und besiedelten neuen Standorten liegen auf der Donauinsel für alle Arten unterhalb der bekannten Migrationsleistungen oder überschreiten sie nur unbedeutend (vgl. z. B. GEIL 1962, VOGT 1978 zitiert nach BLAB et al. 1991, STÖCKLEIN 1980, BLAB 1986, GLANDT 1986, KÖNIG 1989, GÜNTHER 1990, CLAUSNITZER & BERLINGSHAUSEN 1991, FOG 1993, ENGEL 1996, GÜNTHER & NABROWSKY 1996, TUNNER & KÁRPÁTI 1997, KUPFER 1998 und Kapitel 3.2).

Die Ausbreitung von Amphibienpopulationen erfolgt in erster Linie durch junge, v. a. frisch verwandelte Tiere, bei denen wesentlich höhere Migrationsleistungen festzustellen sind als bei adulten (z. B. KNEITZ 1998). Da die meisten Amphibienarten nach der zweiten oder dritten Überwinterung geschlechtsreif werden, war mit Fortpflanzungsaktivitäten an den neuen Gewässern etwa im zweiten Jahr der Wasserführung zu rechnen. Allerdings wechselt auch bei als geburtsgewässer- und laichplatztreu geltende Arten ein gewisser Anteil der Population von einem Jahr zum nächsten den Laichplatz (BLAB 1986, READING et al. 1991, KNEITZ 1998), was die spontane Nutzung beider Tümpel (ST1, ST4a) zur Laichablage durch mehrere Arten (*P. fuscus*, *B. bufo*, *B. viridis*, *H. arborea*, *R. dalmatina*, *R. ridibunda*) im ersten Jahr der Wasserführung erklärt.

Einfluss der requisitären Ausstattung auf die Entwicklung der Amphibienzönosen

Die Entwicklung der Amphibienzönosen an den neuen Standorten hängt naturgemäß von deren Potenzial als Amphibienlebensraum ab. Eine grundlegende Veränderung der abiotischen Standortcharakteristika erfolgte von 1997 auf 1998 an allen Standorten mit Ausnahme von ST1, der bereits 1997 etwa im gleichen Umfang wie 1998 und 1999 Wasser führte, und von ST8, der im Zuge der Stauraumgestaltung nicht verändert wurde. Im Bereich der ST2, ST3 und ST6 waren 1997 unterschiedlich dauerhafte und tiefe, meist stehende Tümpel vorhanden, alle anderen Standorte wurden erst mit Vollstau (Spätherbst 1997) dotiert. In den Jahren 2000 und 2001 trocknete ST1 bereits so früh aus, dass mit größter Wahrscheinlichkeit alle Amphibienlarven abstarben. Veränderungen der biotischen Faktoren wurden durch das Aufkommen und die Sukzession der aquatischen und terrestrischen Vegetation sowie durch den Zutritt von Prädatoren (zunächst Fische, später auch Wassergeflügel) ab 1998 eingeleitet. Die Ausprägung der erhobenen amphibienökologisch relevanten Merkmale der Untersuchungsstandorte am Donauufer (M1–M16, Tab. 1) von 1998 bis 2001 wird in Tabelle 9 wiedergegeben.

In der Analyse der Zusammenhänge (Rangkorrelationskoeffizient nach SPEARMAN) wurde eine Vielzahl von zum Großteil ursächlich interpretierbaren Interkorrelationen evident (Tab. 10): Positiv und in fast allen Beziehungen hoch signifikant miteinander korreliert sind das Ausmaß der Abdämmung des Gewässers von der Donau (M1), die Ausdehnung von beruhigten Bereichen (M3), die Schwäche der Strömungsgeschwindigkeit (M4), die Seltenheit und Schwäche massiver Durchströmungsereignisse (M5), die Seltenheit von Prädatoren (M7, v. a. von Fischen), der Deckungsgrad von submersen Makrophyten und Schwimmblattpflanzen (M8) und der Schutz vor Störungen (M15); ebensolche Abhängigkeiten bestehen zwischen Ausdehnung von

Tab. 9: Klassifizierung der Untersuchungsstandorte (ST1–ST9) anhand amphibienökologisch relevanter Merkmale (siehe Tab. 1). Bei Unterschieden zwischen den Untersuchungsjahren ist der Wert wie folgt angegeben: 1998/1999/2000/2001. L = Laichgewässer ohne Reproduktionserfolg, R = Reproduktionsgewässer, S = Sommerlebensraum, ? = keine Erhebungsdaten verfügbar.

Classification of the nine constructed inshore zones (ST1–ST9) according to ecological characteristics relevant to amphibians (M01–M16, see Tab. 1). In the case of differences between the years data are given as follows: 1998/1999/2000/2001. L = breeding site, in which reproduction was not successful, R = breeding site, in which metamorphosis was completed, S = summer-habitat, where no breeding took place, ? = missing data.

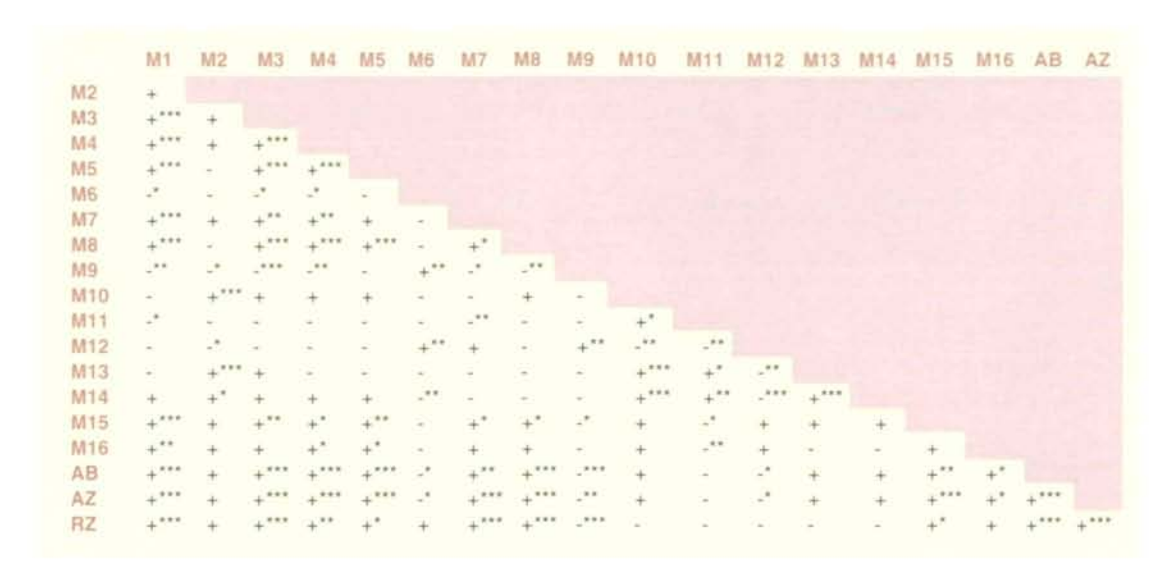
MERKMAL	ST1	ST2	ST3	ST4a	ST4b	ST5	ST6	ST7	ST8	ST9
M01 Abdämmung ...	4	2	2	4	0	2	2	0	0	0
M02 Flachwasserbereiche	4	0	2	2/2/2/4	2	2	4	4	0	4
M03 Beruhigte Bereiche	4	0/0/0/2	2/2/2/4	4	4	0/0/0/2	3	0	0	0
M04 Strömungsgeschw.	4	3	3	4	4	3	3	1	0	0
M05 Durchströmungsereignis	4	4	4	4	4	4	4	2	0	0
M06 Beständigkeit	4/4/0/0	4	4	4	4	4	4	4	4	4
M07 Prädatoren	4/2/2/0	0	0	4/2/0/0	0	0	0	0	0	0
M08 Submerse u. Schwimmblattveget.	2/2/1/0	0/0/1/1	2	1/3/2/2	?	1/1/3/4	0/0/1/4	0	0	0/0/0/1
M09 Emerse Makrophyten u. Gehölze im Wasser	1/1/0/0	3/3/3/2	2/2/2/1	2/2/1/0	?	3/3/3/2	3/3/2/2	2/3/2/2	3/3/3/1	3/3/3/1
M10 Uferveget. Aspekt	4	0/0/0/4	0/4/4/4	0/0/0/2	?	0/2/4/4	4	0/4/4/4	0	4
M11 Uferveget. Deckung	3/3/3/4	3/3/4/4	3/4/4/4	1/3/3/3	?	2/3/3/4	3/4/4/4	3/4/4/4	3/4/4/4	3/2/3/4
M12 Besonnung	4/3/0/0	4/4/2/2	4/3/1/1	4/4/3/2	4	4/4/3/3	4/3/3/3	1/1/0/0	4	4
M13 Unterschlupf	2	0/1/1/1	0/1/3/3	1/1/1/2	1/1/2/2	1	4	2/2/2/3	1	2/2/2/3
M14 Windschutz	0/0/2/2	0/0/0/2	0/0/2/2	0	0	0	2	0/0/2/2	0	0
M15 Besucherdruck	2	2/2/0/0	4	4/4/2/2	0/0/2/2	2/0/0/0	2	0	0	2
M16 Nähe zum ...	4	4	2	3	3	4	2	0	0	4
FUNKTION	R/R/L/L	S	L/S/S/R	R	-/S/S/S	S/S/S/R	L/S/S/S	S/S/-/-	-	S/-/-/-

Flachwasserzonen (M2), Stärke des Uferaspekts der terrestrischen Vegetation (M10), Abundanz von Deckung bietenden Strukturen im Bereich der Gewässer (M13) und Schutz vor Wind (M14). Eine hoch signifikante positive Korrelation besteht weiters zwischen Deckungsgrad der terrestrischen Vegetation (M11) und dem Schutz vor Wind (M14), zwischen der Schwäche der Deckung durch emerse Pflanzen (M9), der Besonnung (M12) und der Beständigkeit der Wasserfläche (M6) sowie zwischen Abdämmung vom Oberflächenwasser der Donau (M1) und der Nähe zum nächsten reifen Inselgewässer (M16).

In hoch signifikant negativem Zusammenhang steht die Schwäche der Deckung durch emerse Pflanzen (M9) zum Ausmaß der Abdämmung vom Oberflächenwasser der Donau (M1) und zu anderen Merkmalen, die mit M1 hochgradig positiv korreliert sind (M3, M4, M8). In hoch signifikant negativer Beziehung steht die Besonnung der Wasserfläche (M12) zur Stärke des Uferaspekts (M10) und zum Deckungsgrad der Ufervegetation (M11), zur Abundanz von Deckung bietenden Strukturen am Ufer (M13) und zum Windschutz (M14). Weiters sind hoch signifikant negativ korreliert der Deckungsgrad der Ufervegetation (M11) mit der Besonnung der Wasserfläche (M12), mit der Seltenheit von Prädatoren (M7) und mit der Distanz zum nächsten Inselgewässer (M16) sowie der Schutz vor Wind (M14) mit der Beständigkeit (M6).

Tab. 10: Tendenz und angenäherte Signifikanz der Korrelation (SPEARMAN) zwischen standortcharakteristischen Merkmalen (M1–M16 – Tab. 9) und Amphibienbestand (Tab. 3); zusammenfassende Analyse der Jahre 1998 bis 2001. AB = Abundanz reproduktionsfähiger Amphibien, AZ = Artenzahl, RZ = Anzahl erfolgreich reproduzierender Arten, + positive, - negative Korrelation, *** höchst signifikant (P<0,001), ** hoch signifikant (P<0,01), * signifikant (P<0,05), n = 40 (M1–M7, M12–M16, AB, AZ, RZ), n = 36 (M8–M11).

Tendency and approximate significance of the correlation (SPEARMAN) between the characteristics (M1–M16 – Tab. 9) and the amphibian population (Tab. 3) of the investigated inshore sites; pooled data for 1998–2001. AB = abundance of adult amphibians, AZ = number of present taxa, RZ = number of taxa, which reproduced. + correlation positive, - negative, *** P<0,001, ** P<0,01, * P<0,05, n = 40 (M1–M7, M12–M16, AB, AZ, RZ), n = 36 (M8–M11).



	M1	M2	M3	M4	M5	M6	M7	M8	M9	M10	M11	M12	M13	M14	M15	M16	AB	AZ
M2	+																	
M3	+***	+																
M4	+***	+	+***															
M5	+***	-	+***	+***														
M6	-*	-	-*	-*	-													
M7	+***	+	+**	+**	+	-												
M8	+***	-	+***	+***	+***	-	+*											
M9	-**	-*	-***	-**	-	+**	-*	-**										
M10	-	+***	+	+	+	-	-	+	-									
M11	-*	-	-	-	-	-	-**	-	-	+*								
M12	-	-*	-	-	-	+**	+	-	+**	-**	-**							
M13	-	+***	+	-	-	-	-	-	-	+***	+*	-**						
M14	+	+*	+	+	+	-**	-	-	-	+***	+**	-***	+***					
M15	+***	+	+**	+*	+**	-	+*	+*	-*	+	-*	+	+	+				
M16	+**	+	+	+*	+*	-	+	+	-	+	-**	+	-	-	+			
AB	+***	+	+***	+***	+***	-*	+**	+***	-***	+	-	-*	+	+	+**	+*		
AZ	+***	+	+***	+***	+***	-*	+***	+***	-**	+	-	-*	+	+	+***	+*	+***	
RZ	+***	+	+***	+**	+*	+	+***	+***	-***	-	-	-	-	-	+*	+	+***	+***

Als Parameter für den Wert eines Standortes als Amphibienlebensraum werden die Artenzahl und die Abundanz fortpflanzungsfähiger Tiere herangezogen. In allen Untersuchungsjahren (Tab. 11) und auch bei zusammengefasster Betrachtung (Tab. 10) besteht ein hoch signifikant positiver Zusammenhang zwischen diesen beiden für den Amphibienbestand charakteristischen Parametern. Sie korrelieren insgesamt und in fast allen einzelnen Untersuchungsjahren hoch signifikant positiv mit auch untereinander hoch korrelierten Standortmerkmalen. Der Amphibienbestand ist umso besser, je stärker die Abdämmung vom Oberflächenwasser der Donau ist (M1), je mehr beruhigte Bereiche vorhanden sind (M3), je schwächer die Durchströmung ist (M4), je seltener massive Durchströmungsereignisse vorkommen (M5), je weniger Prädatoren vorhanden sind (M7), je stärker das Gewässer bewachsen (M8 und M9) und je ungestörter der Standort ist (M15). Andere Standortmerkmale lassen keine oder nur in einzelnen Jahren eine hoch signifikante Korrelation mit dem Amphibienbestand erkennen. Die Eignung für Pionierarten bzw. für Arten, die reifere Gewässer bevorzugen, ist dabei differenziert zu betrachten (siehe oben).

Die berechneten Korrelationen entsprechen im Trend nicht immer den Erwartungen (z. B. negative Korrelation von M9 [Schwäche der Deckung durch emerse Pflanzen] und M12 [Besonnung der Wasserfläche] mit dem Amphibienbestand; Abnahme der Bedeutung des Faktors Störung [M15] von 1998 auf 2001), was wir darauf zurückführen, dass die Ausprägungen (noch) unter den für den Amphibienbestand kritischen Werten liegen und/oder andere Faktoren die Nachteile etwa der zunehmenden Beschattung der Wasserfläche oder der Zunahme der Störung

Tab. 11: Der Einfluss von standortcharakteristischen Merkmalen (M1–M16, Tab. 9) auf die Amphibienzönosen (Abundanz von adulten Amphibien, Artenzahl, Tab. 3) der Untersuchungsstandorte (ST1–ST9). Rangkorrelationskoeffizient (rs) und angenäherte Signifikanz der Korrelation nach SPEARMAN; *** höchst signifikante (P<0,001), ** hoch signifikante (P<0,01), * signifikante (P<0,05) Korrelation, n = 70 (M1–M7, M12–M16, AB, AZ), n = 63 (M8–M11).

Tendency, coefficient and approximate significance of the correlation (SPEARMAN) between the characteristics (M1–M16, Tab. 9) and the amphibian population (Tab. 3) of the investigated inshore sites (ST1–ST9); AB = abundance of adult amphibians, AZ = number of present taxa, *** P<0,001, ** P<0,01, * P<0,05, n = 70 (M1–M7, M12–M16, AB, AZ), n = 63 (M8–M11).

Merkmal	Abundanz/AB	Artenzahl/AZ	Merkmal	Abundanz/AB	Artenzahl/AZ
	Jahr/year 1998			Jahr/year 2000	
Artenzahl/AZ	+0,8596***		Artenzahl/AZ	+0,9738***	
M01	+0,5306***	+0,5138***	M01	+0,7856***	+0,7997***
M02	+0,0671	+0,2127*	M02	+0,0933	+0,0936
M03	+0,3988***	+0,3895***	M03	+0,6072***	+0,6222***
M04	+0,3950**	+0,3507**	M04	+0,6423***	+0,6443***
M05	+0,3914***	+0,2772*	M05	+0,5854***	+0,5890***
M06			M06	-0,3899***	-0,4090***
M07	+0,4320***	+0,5129***	M07	+0,3899***	+0,4090***
M08	+0,4661***	+0,4219***	M08	+0,5769***	+0,5937***
M09	-0,3846**	-0,3860**	M09	-0,6500***	-0,6780***
M10	+0,0168	+0,2209*	M10	-0,0643	-0,0736
M11	-0,2710*	-0,2256*	M11	-0,3874**	-0,3499**
M12	+0,1757	+0,1929	M12	-0,2956**	-0,3289**
M13	-0,0801	+0,0799	M13	+0,0030	+0,0356
M14	+0,0613	+0,0386	M14	+0,1843	+0,2223*
M15	+0,5154***	+0,4876***	M15	+0,3843**	+0,4217***
M16	+0,0768	+0,2131*	M16	+0,2209*	+0,2057*
	Jahr/year 1999			Jahr/year 2001	
Artenzahl/AZ	+0,9810***		Artenzahl/AZ	+0,9059***	
M01	+0,6463***	+0,6748***	M01	+0,6722***	+0,7197***
M02	+0,3042**	+0,3117**	M02	+0,1964	+0,2397*
M03	+0,6232***	+0,6564***	M03	+0,4635***	+0,5546***
M04	+0,6077***	+0,6245***	M04	+0,4566***	+0,5022***
M05	+0,4539***	+0,4733***	M05	+0,5579***	+0,5744***
M06			M06	-0,0231	-0,1631
M07	+0,7112***	+0,7305***	M07		
M08	+0,6666***	+0,6671***	M08	+0,6348***	+0,5009***
M09	-0,7049***	-0,7113***	M09	-0,5557***	-0,6498***
M10	+0,1516	+0,1433	M10	-0,0902	-0,0516
M11	-0,0321	-0,0237	M11	-0,5394***	-0,4946***
M12	-0,3305**	-0,3330**	M12	-0,196	-0,3039**
M13	+0,1494	+0,1719	M13	-0,0385	+0,0639
M14	+0,0605	+0,115	M14	-0,0841	+0,0871
M15	+0,3785**	+0,4215***	M15	+0,2185*	+0,3538**
M16	+0,0753	+0,0643	M16	+0,1782	+0,1424

ausgleichen. Unsere Daten zeigen nicht den erwartet starken Zusammenhang zwischen der Nähe zu einem Ausbreitungszentrum (M16) und dem Amphibienbestand (vgl. z. B. BURBRINK et al. 1998); die Schwäche dieser Beziehung ist sinngemäß auch auf die o. a. Ursachen zurückzuführen (der Vorteil der Nähe wird stellenweise etwa durch hohe Prädatorendichte aufgewogen); allerdings trifft der Befund nur bei summarischer Betrachtung zu, er ist nicht auf die Besiedlung durch einzelne (insbesondere wenig vagile) Arten zu übertragen (siehe oben).

Die Eignung zur Fortpflanzung von Amphibien im Speziellen ist 1998 und 1999 – so lange die Permanenz von ST1 eine vollständige Entwicklung bis zur Metamorphose erlaubt – signifikant mit dem Grad der Abdämmung des Gewässers von der Donau (M1) bzw. der Seltenheit von Prädatoren (M7) korreliert ($P<0,05$ MAN-WHITNEY U-test). Von Bedeutung sind auch die Merkmale Ausdehnung von beruhigten Bereichen (M3), Schwäche der Strömung (M4) und der Deckungsgrad von Pflanzen im Gewässer (M8 und M9), die allerdings nur bei kombinierter Datenanalyse für den gesamten Untersuchungszeitraum Signifikanz zeigen (M1, M3, M8: $P<0,001$; M4, M9: $P<0,01$; M7: $P<0,05$; vgl. auch Resultate der Korrelationsanalyse, Tab. 10).

Die Effekte der Parameter M1, M3 bis M5, M7 und M8 auf den Amphibienbestand sind auf der Donauinsel noch nicht zu trennen, zumal ihre hoch signifikante Interkorrelation zweifellos auf ursächlicher Abhängigkeit beruht. Für den Wert des Standortes hinsichtlich seiner Amphibienbesiedlung ist in den ersten Jahren die Abdämmung vom Oberflächenwasser der Donau (Tümpelcharakter) erstrangig. Sobald sich – z. B. durch stärkere Entwicklung der Wasserpflanzen in den donaugebundenen Gewässern, Einschleppung von Fischen in die Tümpel – die Beziehungen deutlich ändern, kann die Bedeutung einzelner Merkmale für den Amphibienbestand im Untersuchungsgebiet getestet werden. Von geringer Bedeutung für die Amphibienfauna sind die angebundenen Buchten und Nebengerinne, sie werden in der Regel nur kurzfristig von wenigen Arten und Individuen genutzt. Allerdings kann mit steigender Verlandung und anwachsender Dichte des Pflanzenbewuchses im Wasser der Prädationsdruck durch Fische abnehmen und sich die Eignung dieser Standorte als Amphibienlebensraum verbessern (vgl. PINTAR & SPOLWIND 1998) – wie die deutlich Bestandszunahme (ST5) und die erstmalige Reproduktion von *R. ridibunda* an derartigen Standorten (ST3, ST5) im Jahr 2001 zeigt. Ausschließlich Steilufer, keine Wasserpflanzen und bei Schiffsverkehr hoher Wellenschlag charakterisieren den Referenzstandort 8, er blieb in allen Jahren unbesiedelt und ist als Amphibienlebensraum bedeutungslos.

Korridorwirkung und Durchgängigkeit der Donauinsel

Beweise für die Funktionalität der Donauinsel als Korridor und verbindendes Element zwischen den Augebieten nördlich und südlich von Wien (vgl. CHOVANEC et al. 2000) ließen sich im Untersuchungszeitraum anhand der Amphibien nicht erbringen. Als Indiz für die Möglichkeit von Austausch zwischen Amphibienbeständen, die in der Lobau bzw. auf der Donauinsel leben, kann das Auftreten von *R. esculenta* im Südteil der Insel mit Beginn der Stauhaltung gewertet werden (siehe oben).

Mit zwei Tümpelketten wurden im Südteil der Insel neue Reproduktionsgewässer angelegt, die als Zentrum für weitere Ausbreitung dienen können. Zwischen diesen besteht aber eine Strecke von ca. 3 km Länge ohne geeignete Gewässerausstattung. Diese Distanzen sind für die vagileren Arten (*Rana, Bufo, Hyla*) überwindbar. Nach KNEITZ (1998) sollten in einem Biotopverbund die Entfernungen zwischen den einzelnen Laichgewässern von Braunfröschen und Erdkröten trotzdem nicht mehr als maximal 900 m betragen, damit ein ausreichend intensiver genetischer Austausch zwischen den Populationen gewährleistet ist. Die Ausbreitungsmöglichkeiten der weniger vagilen Arten (Molche, *Bombina bombina*, *Pelobates fuscus*) sind eingeschränkt, sie bedürfen eines noch dichteren Netzes von Laichgewässern. An den angebundenen Parallelgerinnen konnte bis 2001 nur *R. ridibunda* reproduzieren.

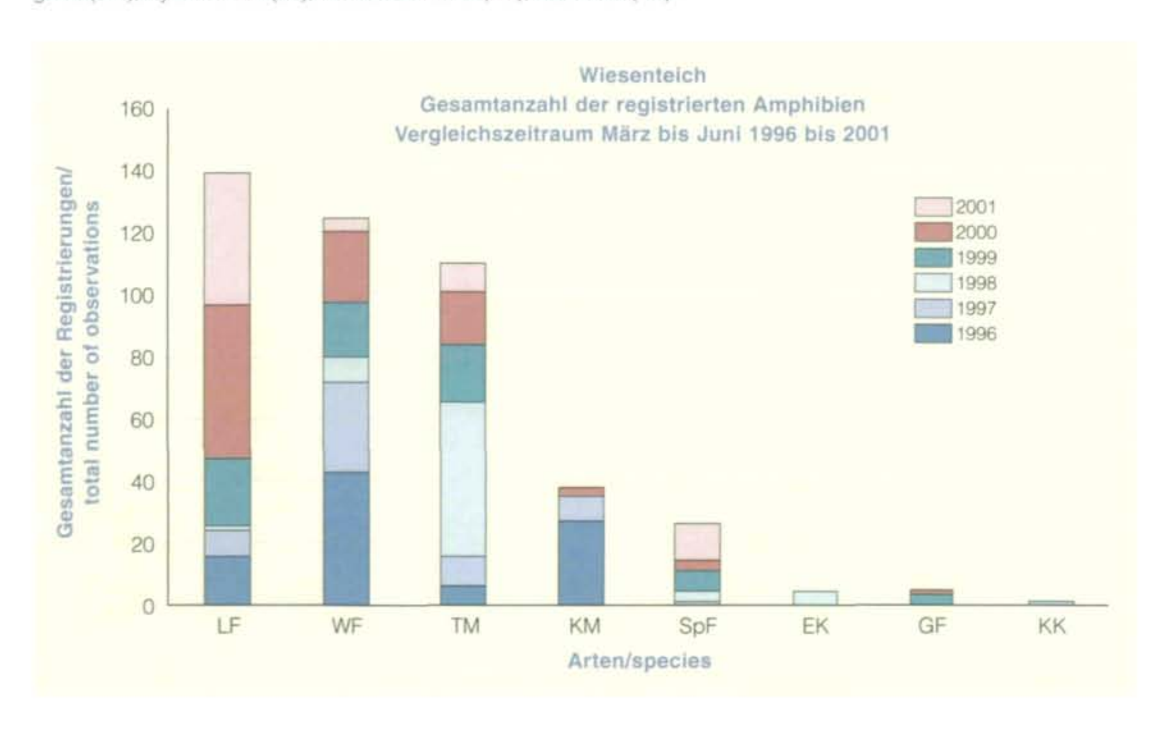
Als Hinweise auf eine verbesserte Durchgängigkeit im Südteil der Insel sind nur die im Untersuchungszeitraum steigende Präsenz von *H. arborea* an den neuen Standorten und die Zuwanderung der wenig vagilen Molche (*T. vulgaris*, *T. dobrogicus*) vermutlich vom 800 m entfernten Tritonwasser zu ST4a innerhalb von zwei bzw. drei Jahren zu interpretieren. Zur Herstellung eines funktionsfähigen Biotopverbundes sind zusätzliche für die Fortpflanzung geeignete Gewässer in allen Abschnitten der Donauinsel notwendig. Auch die Barrierewirkung des intensiv gepflegten und für Freizeitaktivitäten genutzten Mittelteils erschwert eine Migration von Amphibien. Die besonders geringe Konnektivität im Mittelteil und im Norden der Insel wird durch das fast vollständige Fehlen von Amphibien an den in diesen Bereichen liegenden Standorten (ST7–ST9) und Wegen deutlich.

3.2 Ameli-Lacken

Die Ameli-Lacken, drei etwa 20 m² große Folienteiche, wurden 1994 am Nordteil der Donauinsel in Abständen von 200 m (Wiesenteich), 700 m (Kirschenteich) und 1700 m (Feldteich) vom Endelteich errichtet, um die dortige Laichplatzsituation für Amphibien zu verbessern. Diese Kleinstgewässer sind Gegenstand des vorliegenden Monitoring-Projektes, da sie einen

Abb. 16: Gesamtanzahl aller registrierten Amphibien am Wiesenteich im Vergleichszeitraum März bis Juni der Untersuchungsjahre 1996 bis 2001. Abkürzungen: Springfrosch (SpF), Grasfrosch (GF), Teichmolch (TM), Wasserfrösche (WF), Donaukammmolch (KM), Laubfrosch (LF), Knoblauchkröte (KK), Erdkröte (EK).

Number of all sighted amphibians at the "Wiesenteich" pond between March and June of the years 1996 until 2001. Abbreviations: *Rana dalmatina* (SpF), *Rana temporaria* (GF), *Triturus vulgaris* (TM), "Water frogs" (WF), *Triturus dobrogicus* (KM), *Hyla arborea* (LF), *Pelobates fuscus* (KK), *Bufo bufo* (EK).



wichtigen Bestandteil des Biotopverbundes auf der Donauinsel darstellen und bisher nur wenige wissenschaftliche Untersuchungen zur ökologischen Effektivität solcher Gewässertypen durchgeführt wurden (siehe dazu z. B. SCHIRL 1995, REICHHOLF 1996, GLITZ 1995 und 1996). KNEITZ (1998) kritisiert, dass in Deutschland tausende so genannter „Biotope" als rasch wirksame Schutzmaßnahme für Amphibien entstanden sind, jedoch ohne entsprechende Erfolgskontrolle im Hinblick auf eine dauerhafte An- oder Besiedelung. Auch gibt es wenig Kenntnis über die für den Erfolg oder Misserfolg verantwortlichen Faktoren. Es gibt kaum wissenschaftlich fundierte Kriterien, welchen ökologischen Ansprüchen von Amphibien bei der Wiederherstellung oder Neuanlage von Feuchtlebensräumen Rechnung getragen werden muss. So fehlen z. B. konkrete Angaben zu Habitatcharakteristika, die als Richtlinien herangezogen werden könnten (RICHTER 1997). Inwieweit die Ameli-Lacken die Situation für Amphibien auf der Donauinsel verbessert haben und ob sie im Sinne von Trittsteinbiotopen ökologisch effektiv sind, wurde bereits im Rahmen eines Vorprojektes des Instituts für Zoologie der Universität Wien in den Jahren 1996 und 1997 untersucht (GRESSLER 1997). Für einen besseren Überblick über die Entwicklung der Amphibienpopulationen an diesen Folienteichen werden in den nachfolgenden Darstellungen der Ergebnisse auch die Daten dieser Vorstudie miteinbezogen. Als Vergleichszeitraum wurden dabei für jedes Untersuchungsjahr die Monate mit der größten Amphibienaktivität – März bis Juni – gewählt.

Am Wiesenteich, dem am nächsten zum Endelteich gelegenen Trittsteinbiotop, wurden acht Amphibienarten registriert: Springfrosch (*Rana dalmatina*), Wasserfrösche (alle gefangenen sowie rufenden Individuen konnten als *Rana ridibunda* bestimmt werden), Laubfrosch (*Hyla arborea*), Grasfrosch (*Rana dalmatina*), Knoblauchkröte (*Pelobates fuscus*), Erdkröte (*Bufo bufo*), Teichmolch (*Triturus vulgaris*) und Donaukammmolch (*Triturus dobrogicus*). Die meisten Sichtungen über den gesamten Untersuchungszeitraum konnten vom Laubfrosch gemacht werden (n = 138), gefolgt von den Wasserfröschen (n = 124) und Teichmolchen (n = 109). Eine weitaus geringere Gesamtzahl konnte vom Donaukammmolch erfasst werden (n = 38; davon allein im Jahr 1996 27 Sichtungen) ebenso wie vom Springfrosch (n = 25). Auf Einzelfunde beschränkten sich die Sichtungen der Erdkröte (n = 3), der Knoblauchkröte (n = 3) und des Grasfrosches (n = 1) (Abb. 16).

Wie die Abbildungen 17 und 18 veranschaulichen, schwankten die Bestände der einzelnen Arten zwischen den Jahren am Wiesenteich teilweise erheblich. Besonders augenfällig ist dies beim Laubfrosch, bei den Wasserfröschen und beim Teichmolch. Dies dürfte – neben anderen Faktoren wie etwa Prädatorendichte, Nahrungsangebot, Wasserqualität und Makrophytenausstattung – insbesondere mit der Wasserführung zusammenhängen. Bis 2000 wurden die Ameli-Lacken – ursprünglich als temporäre Kleingewässer konzipiert – nicht künstlich dotiert. 1998 trocknete der Wiesenteich deshalb bereits im Frühsommer aus. Bis auf den Teichmolch – der in diesem Jahr mit 49 Sichtungen sein Maximum erreichte – konnten deshalb in diesem Jahr bei allen Arten nur geringe Zahlen erfasst werden. Auch KNEITZ (1998) gibt als Grund für Bestandsänderungen von Amphibienpopulationen Wasserstandsschwankungen an. Sinkt im Sommer der Wasserspiegel, dann steigt der Konkurrenzdruck unter den Amphibienlarven oder das Gewässer trocknet überhaupt aus, was zum Verlust der Nachkommenschaft führt. In den beiden letzten Untersuchungsjahren wurde dazu übergegangen, die Folienteiche bei Bedarf künstlich zu dotieren, wenngleich bei solchen Kleingewässern ein ganzjährig konstanter Wasserspiegel keineswegs natürlich ist und auch kein Entwicklungsziel darstellt (BLAB 1986). Aufgrund der prekären Laichplatzsituation

Abb. 17: Anzahl der im Vergleichszeitraum März bis Juni 1996 bis 2001 am Wiesenteich registrierten Anuren (Adulte, Subadulte). Abkürzungen: Springfrosch (SpF), Grasfrosch (GF), Wasserfrösche (WF), Laubfrosch (LF), Knoblauchkröte (KK), Erdkröte (EK).

Number of sighted anurans (adults, subadults) between March and June of the years 1996 until 2001 at the "Wiesenteich" pond. Abbreviations: *Rana dalmatina* (SpF), *Rana temporaria* (GF), "Water frogs" (WF), *Hyla arborea* (LF), *Pelobates fuscus* (KK), *Bufo bufo* (EK).

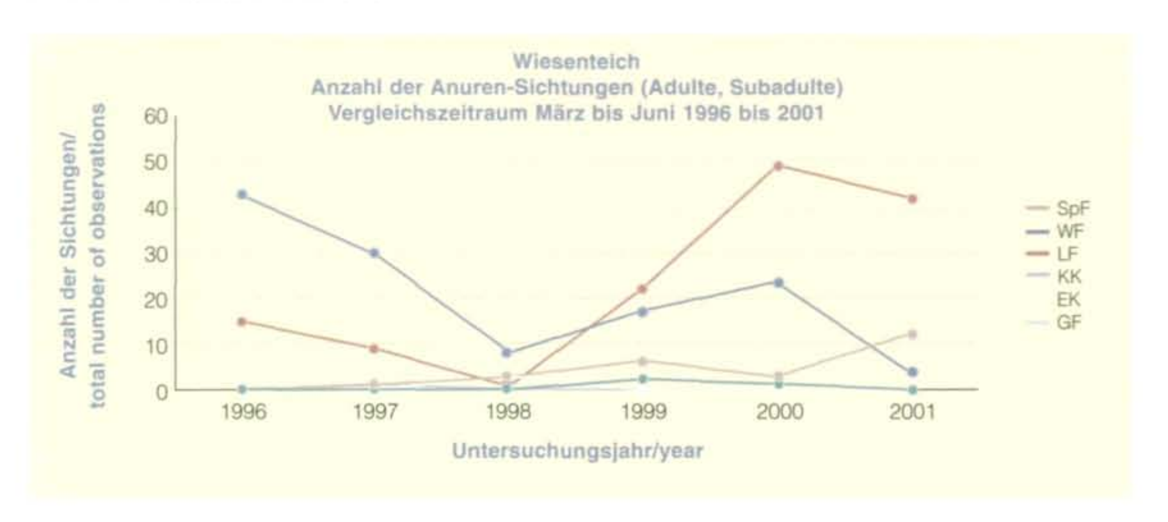
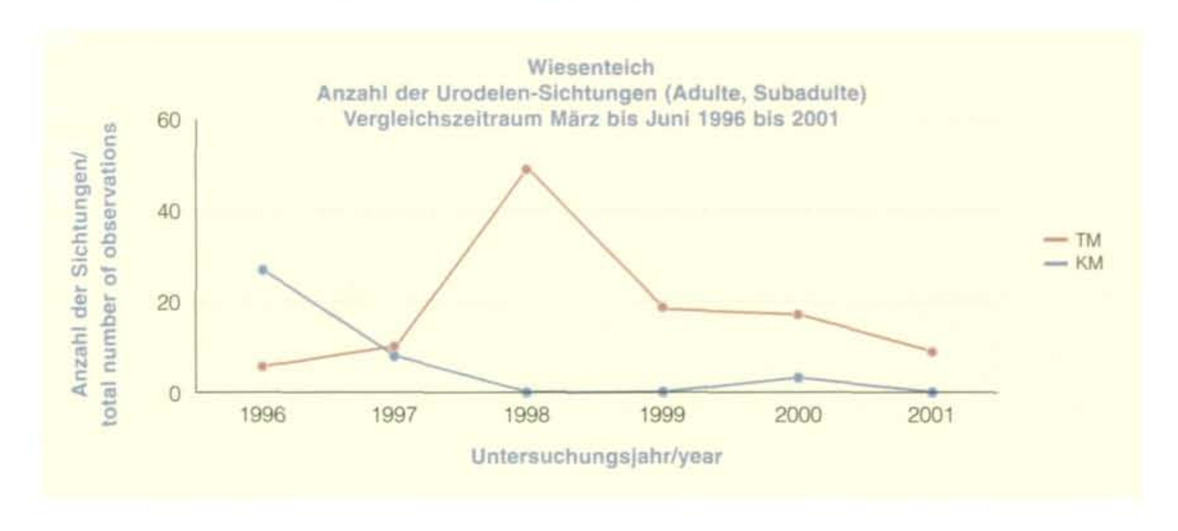


Abb. 18: Anzahl der im Vergleichszeitraum März bis Juni 1996 bis 2001 am Wiesenteich registrierten Urodelen (Adulte, Subadulte). Abkürzungen: Teichmolch (TM), Donaukammmolch (KM).

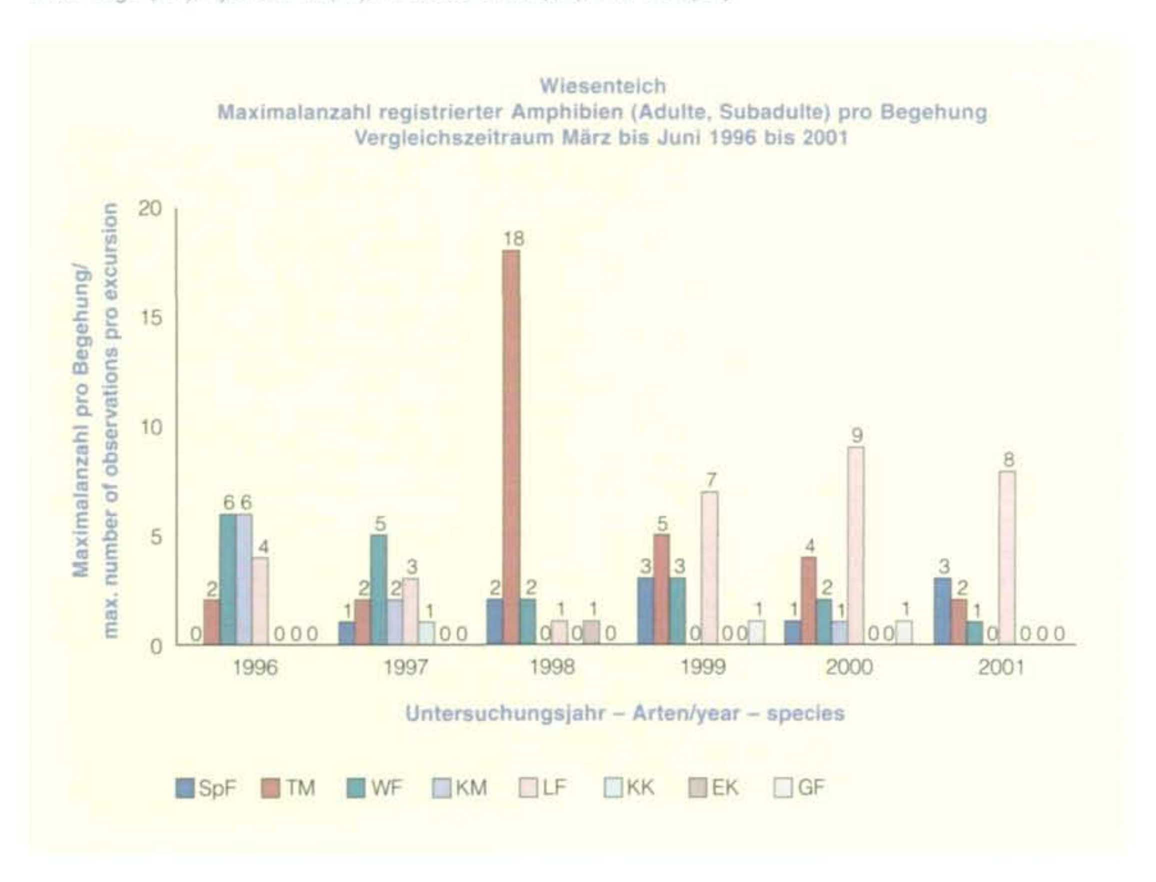
Number of sighted newts (adults, subadults) between March and June of the years 1996 until 2001 at the "Wiesenteich" pond. Abbreviations: *Triturus vulgaris* (TM), *Triturus dobrogicus* (KM).



am Nordteil der Donauinsel sind die Ameli-Lacken für den dortigen Amphibienbestand aber von essenzieller Bedeutung, weshalb sich komplette Laichausfälle selbst in Einzeljahren nachhaltig negativ auswirken können und regelmäßige Dotationen gerechtfertigt erscheinen.

Abb. 19: Maximale Anzahl registrierter Individuen einer Art (Adulte, Subadulte) pro Begehung am Wiesenteich im Vergleichszeitraum März bis Juni 1996 bis 2001. Abkürzungen: Springfrosch (SpF), Grasfrosch (GF), Teichmolch (TM), Wasserfrösche (WF), Donaukammmolch (KM), Laubfrosch (LF), Knoblauchkröte (KK), Erdkröte (EK).

Maximum number of amphibians (adults, subadults) sighted at each day of examination at the "Wiesenteich" pond between March and June of the years 1996 until 2001. Abbreviations: *Rana dalmatina* (SpF), *Rana temporaria* (GF), "Water frogs" (WF), *Hyla arborea* (LF), *Pelobates fuscus* (KK), *Bufo bufo* (EK).



Generell war die Anzahl der Nachweise bei allen Arten bedingt durch die Kleinheit des Gewässers (rund 20 m²) gering. Dementsprechend wurden pro Begehung auch nur wenige Individuen (zwischen n = 1 und n = 9) pro Art erfasst (Abb. 19). Nur vom Teichmolch konnten in einem Jahr (1998) mehr als zehn Individuen gleichzeitig am Teich angetroffen werden (n = 18).

Am etwa 700 m vom Endelteich entfernten Kirschenteich fanden sich im Laufe der Untersuchungsjahre mit Ausnahme der Erdkröte und der Knoblauchkröte dieselben Arten wie am Wiesenteich (Abb. 20) ein. Hier dominierten eindeutig die Wasserfrösche die Gesamtzahl der Sichtungen (n = 515). Von Donaukammmolch (n = 130), Teichmolch (n = 95), Springfrosch (n = 88) und Laubfrosch (n = 78) konnten ähnliche Gesamtzahlen erfasst werden. Lediglich drei Registrierungen liegen vom Grasfrosch vor.

Der Bestand an Wasserfröschen ist seit 1999 am Kirschenteich wieder rückläufig, nachdem zunächst jährlich eine Steigerung beobachtet werden konnte (Abb. 21). Im Jahr 2001 konnte mit

58 Sichtungen nur etwa die Hälfte der Nachweise des Jahres 2000 (n = 120) vorgenommen werden. Ob es sich dabei um eine natürliche Fluktuation handelt oder der Bestand nachhaltig rückläufig ist, kann zum gegenwärtigen Zeitpunkt nicht beurteilt werden.

Die Bestände der anderen Anurenarten sind relativ stabil bzw. es konnten jährliche Steigerungen festgestellt werden (z. B. beim Laubfrosch). Vom Grasfrosch konnten Einzelfunde in zwei Untersuchungsjahren gemacht werden. Nachdem die Zahlen der Donaukammmolche von 1997 (n = 19) bis 1999 (n = 8) etwas rückläufig waren, konnte in den letzten beiden Untersuchungsjahren wieder ein Anstieg verzeichnet werden (2000: n = 25, 2001: n = 49) (Abb. 22). Die Anzahl der Registrierungen von Teichmolchen stieg jährlich von 1996 (n = 2) bis 2000 (n = 37); lediglich im letzten Untersuchungsjahr sank die Zahl der Sichtungen wieder (n = 17). Eventuell ist dies auf interspezifische Konkurrenz mit dem Donaukammmolch zurückzuführen.

Wie auch beim Wiesenteich bedingt die Kleinheit des Kirschenteichs, dass sich von jeder Art gleichzeitig nur eine geringe Anzahl von Individuen am Gewässer aufhält (Abb. 23). Mehrheitlich konnten zwischen ein und sieben Tiere pro Spezies und Begehung angetroffen werden. Eine Ausnahme stellten die Wasserfrösche dar, von denen im Jahr 1999 maximal 14 Individuen gleichzeitig erfasst werden konnten.

Abb. 20: Gesamtanzahl aller registrierten Amphibien am Kirschenteich im Vergleichszeitraum März bis Juni der Untersuchungsjahre 1996 bis 2001. Abkürzungen: Springfrosch (SpF), Grasfrosch (GF), Teichmolch (TM), Wasserfrösche (WF), Donaukammmolch (KM), Laubfrosch (LF).

Number of all sighted amphibians at the "Kirschenteich" pond between March and June of the years 1996 until 2001. Abbreviations: *Rana dalmatina* (SpF), *Rana temporaria* (GF), *Triturus vulgaris* (TM), "Water frogs" (WF), *Triturus dobrogicus* (KM), *Hyla arborea* (LF).

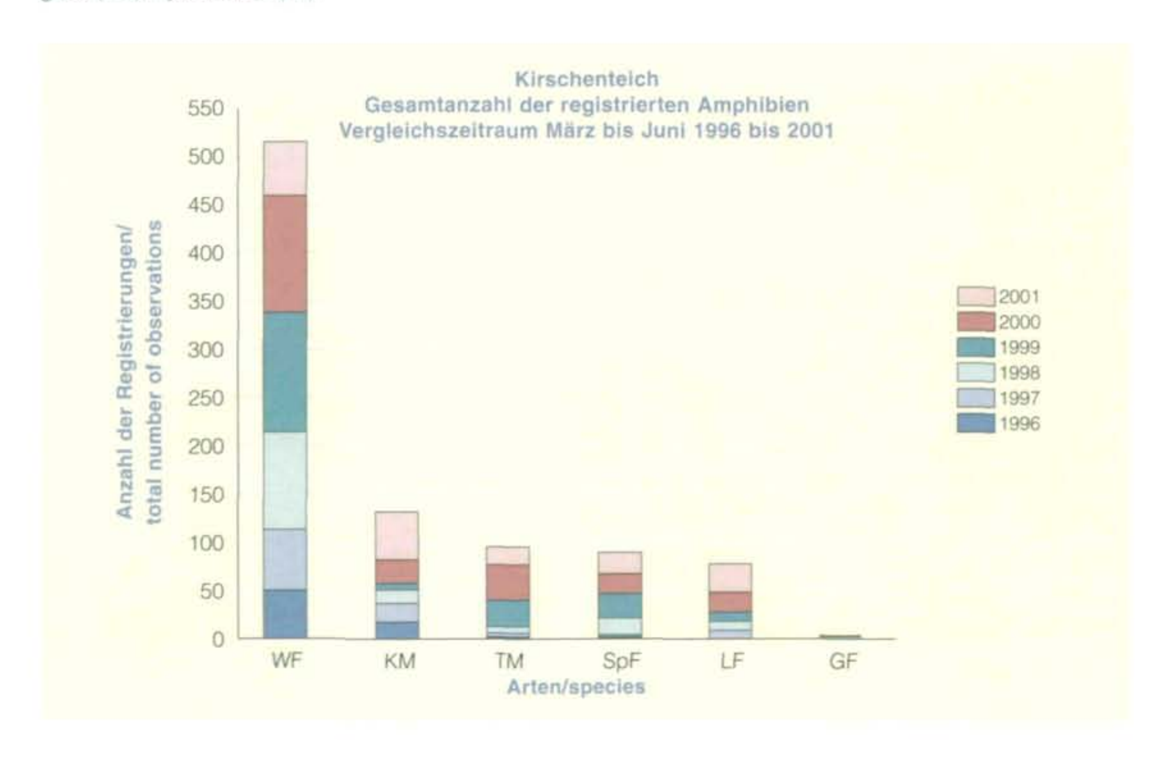
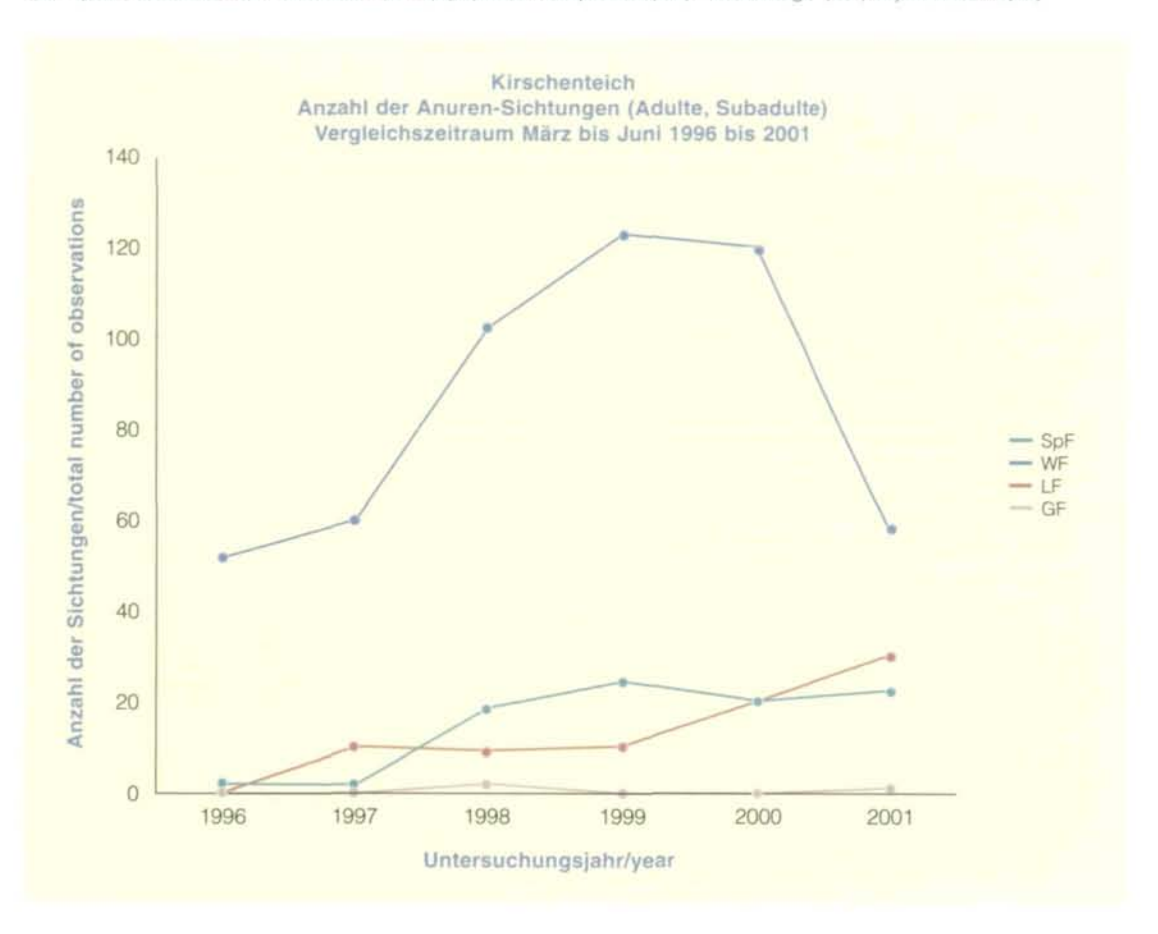


Abb. 21: Anzahl der im Vergleichszeitraum März bis Juni 1996 bis 2001 am Kirschenteich registrierten Anuren (Adulte, Subadulte). Abkürzungen: Springfrosch (SpF), Grasfrosch (GF), Wasserfrösche (WF), Laubfrosch (LF).

Number of sighted anurans (adults, subadults) between March and June of the years 1996 until 2001 at the "Kirschenteich" pond. Abbreviations: *Rana dalmatina* (SpF), *Rana temporaria* (GF), "Water frogs" (WF), *Hyla arborea* (LF).



Der Kirschenteich ist für die meisten Amphibienarten attraktiver als der Wiesenteich, bedingt durch seine Lage in einer Senke abseits des Hauptweges. Dadurch weist der Teich eine länger dauernde Wasserführung und weniger Besucherdruck auf. Der Wiesenteich hingegen liegt direkt auf der Dammkrone inmitten einer Wiese nahe des Weges. Durch die starke Sonnenexponierung trocknet dieser Teich rascher aus; allerdings bevorzugen die Laubfrösche diese sonnigere Lage. Der Kirschenteich liegt weiters nahe von Gebüsch- und Baumreihen, sodass den Amphibien in der unmittelbaren Umgebung auch ein adäquates Landhabitat zur Verfügung steht.

Der dritte zu den Ameli-Lacken gehörige Folienteich – der Feldteich – weist leider seit seiner Errichtung eine undichte Stelle in der Folie auf, sodass er jährlich bereits im zeitigen Frühjahr austrocknet und somit als Laichgewässer für Amphibien keine Funktion erfüllen kann. Dass aber bei ausreichender Wasserführung eine Besiedelung stattfinden würde, zeigen Einzelfunde vom Wasserfrosch (ein Adulttier 1997) und Springfrosch (ein Laichballen 1997, ein Adulttier 2001).

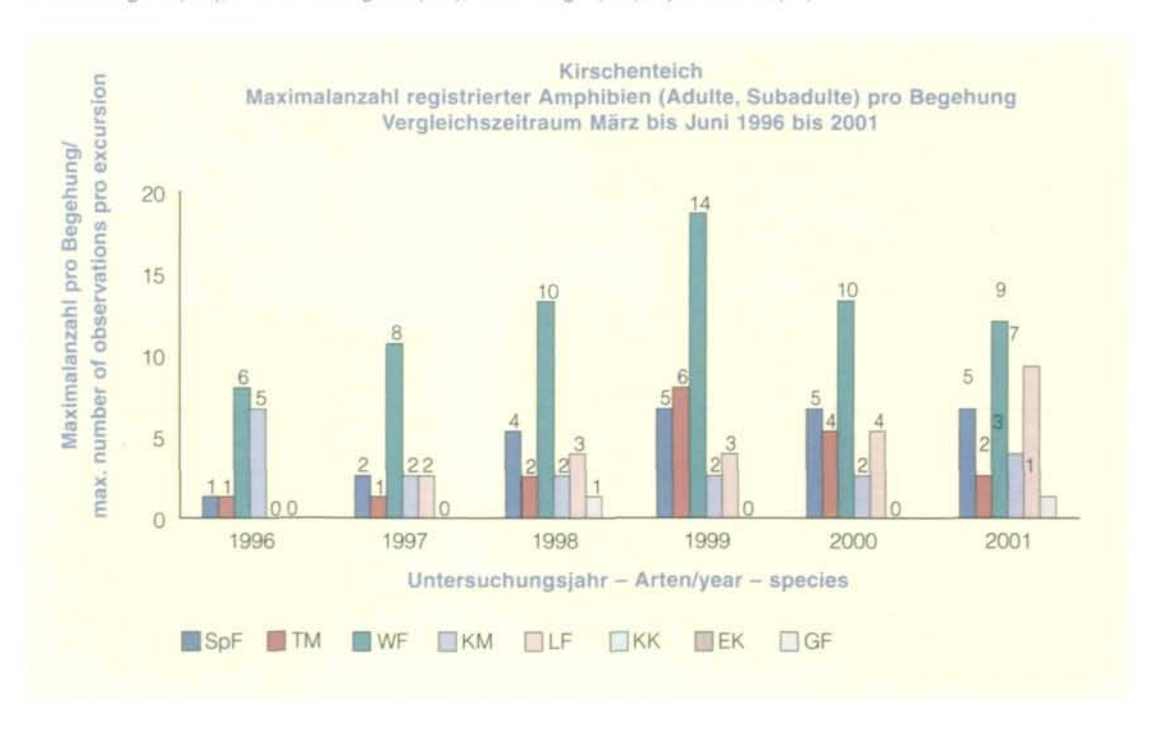
Abb. 22: Anzahl der im Vergleichszeitraum März bis Juni 1996 bis 2001 am Kirschenteich registrierten Urodelen (Adulte, Subadulte). Abkürzungen: Teichmolch (TM), Donaukammmolch (KM).

Number of sighted newts (adults, subadults) between March and June of the years 1996 until 2001 at the "Kirschenteich" pond. Abbreviations: *Triturus vulgaris* (TM), *Triturus dobrogicus* (KM).



Abb. 23: Maximale Anzahl registrierter Individuen einer Art (Adulte, Subadulte) pro Begehung am Kirschenteich im Vergleichszeitraum März bis Juni 1996 bis 2001. Abkürzungen: Springfrosch (SpF), Grasfrosch (GF), Teichmolch (TM), Wasserfrösche (WF), Donaukammmolch (KM), Laubfrosch (LF).

Maximum number of amphibians (adults, subadults) sighted at each day of examination at the "Kirschenteich"" pond between March and June of the years 1996 until 2001. Abbreviations: *Rana dalmatina* (SpF), *Rana temporaria* (GF), *Triturus vulgaris* (TM), *Triturus dobrogicus* (KM), "Water frogs" (WF), *Hyla arborea* (LF).



Die Wanderaktivität der Donaukammmolche und Knoblauchkröten

Um zu überprüfen, ob Amphibien vom Endelteich zu den Ameli-Lacken zuwandern, wurden Individuen des Donaukammmolches und der Knoblauchkröte – Arten, die im Zuge der Studie am Endelteich seit 1994 mit Transpondern (PIT-Tags – Passive Integrated Transponders) markiert worden waren – gefangen und auf eine solche Markierung untersucht. Gleichzeitig wurden von Individuen ohne Transponder Fotografien der Ventral- (Donaukammmolch) bzw. Dorsalseite (Knoblauchkröte) angefertigt, um eine Individualerkennung zu ermöglichen. In den Jahren 1996 und 1997 wurde im Rahmen der Vorstudie auch ein Fotovergleich mit Aufnahmen aus der Kartei der Langzeitstudie am Endelteich vorgenommen (vgl. dazu HÖDL et al. 1997).

1997 wurde erst- und einmalig eine Knoblauchkröte am Wiesenteich registriert und mittels Fotovergleich identifziert. Dieses Weibchen war 1995 am Endelteich erstmals als Jungtier erfasst und durch Phalangenamputation markiert worden. Eine Zuwanderung vom Endelteich wurde somit bestätigt. Leider wurden in den darauf folgenden Jahren weder am Wiesen- noch am Kirschenteich weitere Knoblauchkröten festgestellt.

Am Wiesenteich konnten im Laufe der sechs Untersuchungsjahre sieben Individuen (fünf Weibchen, zwei Subadulte) des Donaukammmolchs unterschieden werden (Tab. 12). Die Zuwanderung vom Endelteich konnte bei einem Weibchen anhand einer Transpondermarkierung (TP 1BB24DA, Ind.Nr. 3304) und bei den zwei Subadulten durch Fotovergleich (Ind.Nr. 3902 und 3884) bestätigt werden.

Dreißig Individuen des Donaukammmolchs wurden am Kirschenteich erfasst (11 Männchen, 14 [15] Weibchen, 5 [4] Subadulte; Tab. 13). Zwei 1996 zugewanderte Subadulte (Ind.Nr. 3995 und 3961) konnten anhand von Fotovergleichen identifiziert werden; sie waren 1995 am Endelteich als Juvenile bei der Abwanderung registriert worden.

Tab. 12: Am Wiesenteich im gesamten Untersuchungszeitraum 1996 bis 2001 registrierte Donaukammmolche mit Ergebnis der Individualerkennung durch Markierung und Fotovergleich. Reg. = Registrierungen gesamt, m = Männchen, w = Weibchen, sa = Subadulte, TP/Ind.Nr. = Transponder-Nr./Individuen-Nr. (aus Vorstudie am Endelteich; siehe HÖDL et al. 1997).

All individuals of *Triturus dobrogicus* registered at the "Wiesenteich" pond between 1996 and 2001 with the results of individual recognition by marking and matching photographs. Abbreviations: Reg. = total number of registered individuals, m = males, w = females, sa = subadults, TP/Ind.Nr. = Transponder no./Individual no. (from a previous study at the "Endelteich" pond; see HÖDL et al. 1997).

Jahr/ year	Reg.	Fänge/ captures	Individuen/individuals					
			m	TP/Ind.Nr.	w	TP/Ind.Nr.	sa	TP/Ind.Nr.
1996	27	7	0	/	4	1) TP 77CF7D neu 2) TP 96F5ED neu 3) TP 70DB2E neu 4) TP 1BB24DA alt/ Ind.Nr. 3304	2	1) TP 11E591B/ Ind.Nr. 3902 2) Ind.Nr. 3884
1997	8	6	0	/	2	1) / 2) TP 77CF7D alt	0	/
1998	0	0	0	/	0	/	0	/
1999	0	0	0	/	0	/	0	/
2000	3	0	/	/	/	/	/	/
2001	0	0	0	/	0	/	0	/

Tab. 13: Am Kirschenteich im gesamten Untersuchungszeitraum 1996 bis 2001 registrierte Donaukammmolche mit Ergebnis der Individualerkennung durch Markierung und Fotovergleich. Reg. = Registrierungen gesamt, m = Männchen, w = Weibchen, sa = Subadulte, TP/Ind.Nr. = Transponder-Nr./Individuen-Nr. (aus Vorstudie am Endelteich; siehe Hödl et al. 1997).

All individuals of *Triturus dobrogicus* registered at the "Kirschenteich" pond between 1996 and 2001 with the results of individual recognition by marking and matching photographs. Abbreviations: Reg. = total number of registered individuals, m = males, w = females, sa = subadults, TP/Ind.Nr. = Transponder no./Individual no. (from a previous study at the "Endelteich" pond; see Hödl et al. 1997).

Jahr/ year	Reg.	Fänge/ captures	Individuen/individuals					
			m	TP/Ind.Nr.	w	TP/Ind.Nr.	sa	TP/Ind.Nr.
1996	18	8	2	1) TP 627F7B neu 2) TP 704B7A neu	3	1) TP 719B76 neu 2) TP 704CE8 neu 3) 704EAD neu	2 (3)	1) Ind.Nr. 3995 2) Ind.Nr. 3961 3) TP 96F5CB neu (sa oder w)
1997	19	12	1	/	3	/	0	/
1998	12	7	0		2	/	0	/
1999	8	4	1	/	1	/ (reg. 97 – Foto)	0	/
2000	25	11	2	/	3	/	1	/
2001	50	12	5	/	3	/	1	/

Mittels Individualerkennung konnte somit nachgewiesen werden, dass Donaukammmolche vom Endelteich zu den Ameli-Lacken zugewandert sind. Erstaunlich ist dabei, dass selbst Jungtiere, die im Herbst den Endelteich verlassen hatten, im nächsten Frühjahr sowohl am 200 m entfernten Wiesenteich als auch am 700 m weit weg gelegenen Kirschenteich anzutreffen waren. Arntzen & Teunis (1993) geben an, dass Kammmolche (*Triturus cristatus*) neue Teiche bis zu einer Distanz von 300 m zu einem bestehenden Gewässer innerhalb eines Jahres besiedelt haben. In einer Untersuchung von Baker & Halliday (1999) wurden neue Teiche nur bis zu einer Entfernung von 400 m vom nächsten Gewässer durch Molche (*Triturus cristatus* und *T. vulgaris*) besiedelt. Nach Laan & Verboom (1990) werden neue Gewässer von Kammmolchen (*Triturus cristatus*) besiedelt, die in einem Umkreis von weniger als 1000 m von bestehenden Gewässern liegen, allerdings liegen auch Nachweise von noch weiteren Wanderstrecken (bis zu 1290 m) vor (Kupfer 1998). Studien, die sich explizit auf den Donaukammmolch beziehen, stehen aus, aber es kann davon ausgegangen werden, dass ähnliche Wanderdistanzen auch von dieser Art bewältigt werden.

An den Ameli-Lacken konnte nur ein Individuum des Donaukammmolches gefangen werden, das mittels Transponder markiert war, obwohl alle gefangenen Individuen ab einem Gewicht von 2 g (vorwiegend Adulte) von 1994 bis 1997 am Endelteich im Rahmen einer Vorstudie mittels dieser Methode markiert worden waren. 1994 wurden dort 35 Donaukammmolche und 1995 59 Individuen dieser Art mit PIT-Tags markiert (Jehle & Hödl 1998). Der Grund für die geringe Anzahl der Wiederfänge an den Ameli-Lacken liegt vermutlich in der hohen Laichplatztreue dieser Art. Die Wiederfangrate transpondermarkierter Tiere war 1995 und 1996 allerdings auch am Endelteich eher gering (1995: 31 %, 1996: 13 %). Kneitz (1998) betont, dass die Besiedelung neuer Gewässer über die terrestrischen Jugendstadien erfolgt. Emigration und Suchen eines neuen Laichgewässers ist für ein Individuum mit Risken verbunden, da Unsicherheit darüber besteht, ein neues Gewässer zu finden. Demnach ist es insbesondere für ältere Individuen

Tab. 14: Überblick über die an den Ameli-Lacken 1996 bis 2001 nachgewiesenen Amphibienarten und deren Reproduktionsaktivität. x = Nachweis von Adulten bzw. Subdadulten, r = Nachweis von Laich und/oder Larven, R = Reproduktionsnachweis durch Juvenile.

All amphibian species registered at the "Ameli-Lacken" ponds between 1996 and 2001 and their reproductive activity. Abbreviations: x = adults and subadults, r = eggs and/or larvae, R = proof of successful reproduction by juveniles (1) = "Water Frogs").

Art/species	Wiesenteich						Kirschenteich					
	96	97	98	99	00	01	96	97	98	99	00	01
R. dalmatina		x	x, r	x, r, R	x, r, R	x, r	x, r	x, r, R	x, r	x, r, R	x, r, R	x, r, R
Wasserfrösche [1]	x, r, R	x, r	x	x	x, r, R	x, r	x, r, R	x, r	x, r	x, r	x, r	x, r, R
T. dobrogicus	x, r, R	x			x		x	x, r	x	x, r	x	x, r, R
T. vulgaris	x, r	x, r	x	x, r	x, r, R	x, r, R	x, r	x, r	x, r	x, r	x, r, R	x, r, R
Hyla arborea	x, r	x, r	x	x, r, R	x, r, R	x, r, R		x, r	x	x, r	x, r	x, r, R
Pelobates fuscus		x, r										
B. bufo			x									
R. temporaria				x, r	x, r?	x?, r?			x		r?	x, r?

aufgrund ihrer geringeren Lebenserwartung sicherer, bei einem „bewährten" bestehenden Gewässer zu bleiben, als ein neues zu suchen (JOLY & GROLET 1996). Obwohl die Laichplatztreue beim Donaukammmolch also sehr hoch eingestuft wird, wurde an den Ameli-Lacken nur zweimal ein Individuum in mehr als einem Jahr registriert (Tab. 12 und 13), was darauf hinweist, dass diese Teiche keine stabile Population dieser Art beherbergen.

Die Laichaktivität an den Ameli-Lacken

Von allen registrierten Arten mit Ausnahme der Erdkröte wurde Laichaktivität festgestellt, wenngleich nicht jedes Jahr. Da oftmals keine Jungtiere erfasst werden konnten, ist ein Reproduktionserfolg nicht immer nachweisbar. Fraglich ist eine erfolgreiche Reproduktion beim Grasfrosch, da einige Laichballen nicht eindeutig zugeordnet werden konnten und die 1999 registrierten Gelege vor dem Schlüpfen der Larven abstarben. Knoblauchkröten laichten nur in einem Jahr (Tab. 14).

Die Rotbauchunke (*Bombina bombina*) und der Moorfrosch (*Rana arvalis*), die am Endelteich reproduzieren, nehmen die Ameli-Lacken als Laichgewässer nicht an, da diese typischen „Au-Arten" üblicherweise größere Gewässer bevorzugen. Ebenso können die kleinen Folienteiche nicht zur Erhaltung der Knoblauchkröte beitragen. Auch für die Erdkröte, die allerdings auch am Endelteich nur in sehr geringen Zahlen vertreten ist, bieten die Ameli-Lacken kein geeignetes Laichgewässer. Mit Ausnahme der Ubiquisten, wie Springfrosch, Teichmolch sowie Laubfrosch, die auch mit sehr kleinen Laichgewässern vorlieb nehmen, benötigen die anderen Arten auf Dauer größere und stabilere Laichgewässer. Die Untersuchungen von KNEITZ (1998) zeigten, dass durch die Neuanlage von vier Folienteichen in einer agrarisch stark geprägten Kulturlandschaft eine deutliche Bestandsstützung der Teich- und Bergmolchpopulationen wie auch der Wasserfrösche (nach KNEITZ wahrscheinlich eine Mischpopulation von *Rana esculenta* und *Rana lessonae*) erreicht werden konnte. Für Kammmolche und Springfrösche zeigten die Ergebnisse eine geringere Bedeutung, wobei KNEITZ als Hauptgrund dafür die

geringe Gewässergröße von etwa 80 m² verantwortlich macht. Auch der Donaukammmolch bildet an den Ameli-Lacken keine stabile Population. Vor allem der Wiesenteich ist – nach anfänglich guter Besiedelung – seit 1997 für diese Art als Laichgewässer unattraktiv. Der Grund dafür dürfte in der viel zu kleinen Fläche von nur etwa 20 m² liegen. Als „typische" Laichgewässer für Kammmolche (*Triturus cristatus*) werden Gewässer mit einer Fläche von etwa 500 bis 750 m² angegeben (ATKINS 1998), da diese Molche im Gegensatz zu ihren kleineren Verwandten, wie etwa den Teichmolchen, größere Larven (bis zu 8 cm) hervorbringen, die mehr Nahrungsressourcen benötigen und auch eine längere Entwicklungszeit haben. Das bedeutet, dass Laichgewässer für Kammmolche eine höhere Tragekapazität für deren Larven sowie eine höhere Permanenz in der Wasserführung (ein ausreichender Wasserstand sollte mindestens bis Ende September gegeben sein) aufweisen müssen. Kleinere Gewässer, wie etwa Gartenteiche, werden deshalb als ungeeignet für Kammmolche gewertet. ATKINS (1998) weist auch darauf hin, dass die kleinsten ihm bekannten natürlichen Gewässer für den Kammmolch (*Triturus cristatus*) etwa eine Fläche von 30 bis 40 m² aufweisen und nahe bei älteren, größeren Gewässern liegen, die eine Population dieser Art beherbergen. Die geringere Bedeutung von „Folientümpeln" wiesen auch KUPFER & KNEITZ (1999) nach, in deren Untersuchung die Kammmolche nur mit 1 % an den Aktivitätsabundanzen von Amphibien (der Gesamtzahl der mit den Fangeinrichtungen erfassten Individuen aller Altersklassen und aller Arten) beteiligt waren. Es ist jedoch nicht die Aufgabe solch kleiner künstlicher Gewässer stabile Amphibienpopulationen über einen längeren Zeitraum zu beherbergen, sondern als Trittsteine in einem Biotopverbundsystem zu fungieren. Diese Aufgabe erfüllen die Ameli-Lacken mit großem Erfolg.

4. Schlussfolgerungen

- Mit Ausnahme des unmittelbaren Donauufers (Referenzstandort 8) sind alle untersuchten Uferstandorte zumindest für eine zeitweise Besiedlung durch Amphibien geeignet. Es wurden in diesem Bereich seit 1997 alle zwölf auf der Donauinsel heimischen Amphibientaxa nachgewiesen, wenngleich manche nur in einzelnen Jahren. Für den Aufbau von vielfältigen und individuenstarken Amphibienzönosen sind die Abdämmung vom Oberflächenwasser der Donau, ausgedehnte strömungsberuhigte Bereiche und reichliche aquatische Vegetation förderlich, nachteilig sind massive Durchströmungsereignisse, Prädatoren (Fische und Wassergeflügel) sowie Störung. Dementsprechend haben Tümpel den höchsten ökologischen Wert, hier reproduzierten bereits im ersten Jahr der Wasserführung mehrere Amphibienarten. (Die Gewässer sollten aber nicht vor Spätsommer austrocknen!) Die hydrologisch an die Donau angebundenen Buchten und Seitengerinne dienen in den ersten Jahren nur wenigen Arten und Individuen als Sommerlebensraum; ihr ökologischer Wert für Amphibien steigt mit der Entwicklung der Wasserpflanzen.
- Die älteren, auf der Dammkrone der Donauinsel angelegten Gewässer, v. a. das Tritonwasser, bedürfen, um ihre Funktion als Habitat von Quellpopulationen (im Sinne des Metapopulationskonzeptes) zu erhalten, regelmäßiger Pflegemaßnahmen.
- Die neuen Uferstrukturen an der Donau haben die Lebensraumqualität für Amphibien verbessert, wenngleich sie ein natürliches dynamisches Augebiet nicht ersetzen können. Die Biotopvernetzung wurde für Arten mit hohen Migrationsleistungen verbessert,

v. a. weniger vagile Arten bedürfen aber – auch wegen des ariden terrestrischen Lebensraumes – eines dichteren Netzes von Laichgewässern. Aufgrund der fehlenden Dynamik werden mittel- und langfristig auch an diesen Gewässern Pflegemaßnahmen zur Minderung der zunehmenden Beschattung und Verlandung vorzunehmen sein.

- Die Ameli-Lacken sind für euryöke Arten, die auch mit Kleinstgewässern vorlieb nehmen, als Laichgewässer geeignet (Springfrosch, Laubfrosch, Wasserfrösche, Teichmolch). Bedingt eignen sie sich für den Donaukammmolch, der die Teiche zumindest in „günstigen" Jahren zur Reproduktion aufsucht. Ungeeignet sind sie für Arten, die auf größere Gewässer angewiesen sind, wie die Erdkröte, die Knoblauchkröte, die Rotbauchunke und der Moorfrosch. Jedenfalls verbessern die Ameli-Lacken das Lebensraumangebot für die meisten Amphibienarten am Nordteil der Donauinsel, da die Teiche nicht nur als Reproduktionsstätten fungieren, sondern auch außerhalb der Fortpflanzungsperiode die notwendige Feuchtigkeit, Nahrung und Schutz vor Prädatoren bieten. Somit erfüllen die Ameli-Lacken auf der ariden und starkem Besucherdruck ausgesetzten Donauinsel eine wichtige Funktion.
- Die Ameli-Lacken können nicht dazu dienen, stabilen Populationen aller Amphibienarten am Nordteil der Donauinsel auf Dauer das Überleben zu sichern, sie sind aber in ihrer Funktion als Trittsteine ökologisch effektiv.

Literatur

ARNTZEN J. W. & S. F. M. TEUNIS (1993): A six year study on the population dynamics of the crested newt (*Triturus cristatus*) following the colonization of a newly created pond. – Herpetological Journal **3**: 99–110.

ATKINS W. (1998): "Catch 22" for the great crested newt. Observations on the breeding ecology of the Great Crested Newt *Triturus cristatus* and its implications for the conservation of the species. – British Herpetological Society Bulletin **63**: 17–26.

BAKER J. M. R. & T. HALLIDAY (1999): Amphibian colonization of new ponds in an agricultural landscape. – Herpetological Journal **9**: 55–63.

BLAB J. (1986): Biologie, Ökologie und Schutz von Amphibien. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie. Kilda-Verlag, Greven.

BLAB J., BRÜGGEMANN P. & H. SAUER (1991): Tierwelt in der Zivilisationslandschaft. Teil II: Raumeinbindung und Biotopnutzung bei Reptilien und Amphibien im Drachenfelser Ländchen. Kilda-Verlag, Bonn – Bad Godesberg.

BORGULA A. (1995): Langjährige Bestandsentwicklung einer kleinen Metapopulation des Laubfrosches (*Hyla arborea L.*) in der Schweiz. – Mertensiella **6**: 7–26.

BRACHMANN G., GINNER R., HADL G., WAIDBACHER H. & H. WINKLER (1982): Forschungsvorhaben „Ökosystemforschung im Bereich der unteren Donauinsel („Toter Grund")". Teil 3: Zoologische Ergebnisse. Wien (unveröff.).

BURBRINK F. T., PHILLIPS C. A. & E. J. HESKE (1998): A riparian zone in southern Illinois as a potential dispersal corridor for reptiles and amphibians. – Biological Conservation **86**: 107–115.

CABELA A., GRILLITSCH H. & F. TIEDEMANN (1997): Rote Listen ausgewählter Tiergruppen Niederösterreichs. Lurche und Kriechtiere (Amphibia, Reptilia). Amt der Niederösterreichischen Landesregierung, Wien.

CABELA A. & H. TEUFL (1998): Untersuchungen zur Entwicklung der Amphibien- und Reptilienfauna auf der Wiener Donauinsel mit besonderer Berücksichtigung der „Stauentwicklung Freudenau". Untersuchungszeitraum 1997. – Im Auftrag der MA 45, Wien (unveröff.).

CABELA A., GRESSLER S. & H. TEUFL (1999): Amphibien – In: CABELA A., CHOVANEC A., GRESSLER S., GRÖTZER C., PASCHER K., RAAB R., TEUFL H. & R. WIMMER: Monitoring der Besiedlung und ökologischen Entwicklung neugeschaffener Uferstrukturen auf der Donauinsel 1998–2001 – Ergebnisse der Untersuchungen 1999. Im Auftrag der Magistratsabteilung für Wasserbau (MA 45) der Stadt Wien und des Bundesministeriums für Wissenschaft und Verkehr, pp. 5/1–5/31 (unveröff.).

CABELA A., GRILLITSCH H. & F. TIEDEMANN (2001): Atlas zur Verbreitung und Ökologie der Amphibien und Reptilien in Österreich: Auswertung der Herpetofaunistischen Datenbank der Herpetologischen Sammlung des Naturhistorischen Museums in Wien. Umweltbundesamt, Wien.

CHOVANEC A., GOLDSCHMID U., GRÖTZER C., WANZENBÖCK-ENDEL S. E., HANUS-ILLNAR A. & G. HOBIGER (1993): Das Tritonwasser – Betreuung eines neugeschaffenen Feuchtgebietes auf der Donauinsel in Wien sowie seine Besiedlung durch Amphibien und Libellen. – Monographien des Umweltbundesamtes, Wien, Band 37.

CHOVANEC A., SCHIEMER F., CABELA A., GRESSLER S., GRÖTZER C., PASCHER K., RAAB R., TEUFL H. & R. WIMMER (2000): Constructed inshore zones as river corridors through urban areas – The Danube in Vienna: preliminary results. – Regulated Rivers: Research and Managemenet **16**: 175–187.

CHOVANEC A. & F. SCHIEMER (2003): Die Donauinsel in Wien als ökologischer Korridor? Untersuchung der Besiedlung neu geschaffener Uferstrukturen im Stauraum Freudenau: Hintergrund, Projektdesign und zusammenfassende Darstellung. – In: DENISIA **10**: 27–51.

CLAUSNITZER H.-J. & F. BERLINGHAUSEN (1991): Langjährige Ergebnisse von zwei Wiedereinbürgerungen des Laubfrosches mit Vorschlägen zum Artenschutz. – Natur u. Landschaft **66**: 335–339.

CRISAFULLI C. M. (1997): A habitat-based method for monitoring pond-breeding amphibians. – Northwestern Fauna **4**: 83–111.

ENGEL H. (1996): Untersuchungen zur Ökologie an einer Population der Rotbauchunke des mittleren Elbtals (Niedersachsen). – RANA, Sonderheft **1**: 6–13.

FISCHER C. & R. PODLOUCKY (1997): Berücksichtigung von Amphibien bei naturschutzrelevanten Planungen – Bedeutung und methodische Mindeststandards. – Mertensiella **7**: 261–278.

FOG K. (1993): Migration in the Tree Frog *Hyla arborea*. – In: STUMPEL A. H. & U. TESTER (Eds.): Ecology and conservation in the European Tree Frog, Wageningen, pp. 55–64.

GEIL W. (1962): Blüte und Ende einer Population von *Bufo viridis*. – DATZ **15**: 254–255.

GLANDT D. (1986): Die saisonalen Wanderungen der mitteleuropäischen Amphibien. – Bonner zool. Beiträge **37**: 211–228.

GLITZ D. (1995): Neue Teichsysteme fördern Amphibien-Populationen. – Elaphe **3**: 64–69.

GLITZ D. (1996): Erfolgreiche Laubfrosch-Wiederansiedlung im Ballungsraum Hamburg. – Elaphe **4**: 65–71.

GOLDSCHMID U. & GRÖTZER C. (2002): Analyse und Management eines Teiches als ökologische Ausgleichsmaßnahme: Das Tritonwasser auf der Wiener Donauinsel. – In: DENISIA **03**: 25–45.

GRESSLER S. (1997): Biotopverbund für Amphibien: Trittsteinbiotope, die neue Naturschutzstrategie. – In: HÖDL W., JEHLE R. & G. GOLLMANN (Hrsg.): Populationsbiologie von Amphibien. Eine Langzeitstudie auf der Wiener Donauinsel. STAPFIA **51**: 235–250.

GRILLITSCH H. (1990): Teichfrosch, Wasserfrosch. – In: TIEDEMANN F. (Hrsg.): Lurche und Kriechtiere Wiens. J & V Edition Wien, pp. 110–115.

GÜNTHER R. (1990): Die Wasserfrösche Europas. Die Neue Brehm-Bücherei Nr. 600, Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt.

GÜNTHER R. & H. NABRIVSKY (1996): Moorfrosch – *Rana arvalis* NILSSON, 1842. – In: GÜNTHER R. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. G. Fischer Verlag, Jena, pp. 364–388.

HENLE K. & K. RIMPP (1993): Überleben von Amphibien und Reptilien in Metapopulationen – Ergebnisse einer 26-jährigen Erfassung. – Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie **22**: 215–220.

HEYER R. [et al.] (Eds.) (1994): Measuring and monitoring biological diversity. Smithsonian Institution Press, Washington, London.

HÖDL W., JEHLE R. & G. GOLLMANN (Hrsg.) (1997): Populationsbiologie von Amphibien. Eine Langzeitstudie auf der Wiener Donauinsel. – STAPFIA **51**.

JAHN P. & K. JAHN (1997): Vergleich quantitativer und halbquantitativer Erfassungsmethoden bei verschiedenen Amphibienarten im Laichgewässer. – Mertensiella **7**: 61–69.

JEDITZKE E. (1994): Biotopverbund: Grundlagen und Maßnahmen einer neuen Naturschutzstrategie. Verlag Ulmer, Stuttgart.

JEHLE R. & W. HÖDL (1998): Pits versus Patterns: Effects of transponders on recapture rate and body condition of Danube Crested Newts (*Triturus dobrogicus*) and Common Spadefoot Toads (*Pelobates fuscus*). – Herpetological Journal **8**: 181–186.

JOLY P. & O. GROLET (1996): Colonization dynamics of new ponds, and the age structure of colonizing Alpine newts, *Triturus alpestris*. – Acta Oecologica **17** (6): 599–608.

KNEITZ S. (1998): Untersuchungen zur Populationsdynamik und zum Ausbreitungsverhalten von Amphibien in der Agrarlandschaft. Laurenti-Verlag, Bochum.

KOGOJ E. (1997): Populationsdynamik von Amphibien an einem Sekundärgewässer der Wiener Donauinsel (Österreich): Ein Vergleich von zwölf Taxa und neun Untersuchungsjahren (1986–1987, 1989–1995). – In: HÖDL W., JEHLE R. & G. GOLLMANN (Hrsg.): Populationsbiologie von Amphibien. Eine Langzeitstudie auf der Wiener Donauinsel. STAPFIA **51**: 183–214.

KÖNIG H. (1989): Untersuchungen an der Knoblauchkröte während der Frühjahrswanderung. – Fauna u. Flora Rheinland-Pfalz **5**: 621–636.

KUPFER A. (1998): Wanderstrecken einzelner Kammmolche (*Triturus cristatus*) in einem Agrarlebensraum. – Zeitschrift für Feldherpetologie **5**: 238–242.

KUPFER A. & S. KNEITZ (1999): Langzeituntersuchungen an Wassermolchen (Gattung *Triturus*) im Drachenfelser Ländchen bei Bonn. – Elaphe **7**: 70–72.

LAAN R. & B. VERBOOM (1990): Effects of Pool Size and Isolation on Amphibian Communities. – Biological Conservation **54**: 251–262.

LÖSCHENKOHL A. (1985): Freiland- und Laboruntersuchungen zur Ökologie der aquatischen Phase einheimischer Amphibienarten. Dissertation Universität Wien.

MACALKA A. (1992): Verbreitung und Populationsstruktur der Wasserfrösche (*Rana ridibunda*, *Rana lessonae*, *Rana esculenta*) im Raum Wien – Untersuchungen zur Populationsdynamik, Ökologie und Ethologie. Diplomarbeit Universität Wien.

MEYER F. & K. HENLE (1997): Population ecology and conservation aspects of the pioneering Natterjack Toad (*Bufo calamita*, Laurenti, 1768) in secondary habitats. – In: Herpetology '97, Abstracts of the third world congress of herpetology, Prague, p. 141.

PINTAR M. & R. SPOLWIND (1998): Mögliche Koexistenz von Fisch- und Amphibienzönosen in Gewässern der Donauauen westlich Wiens. – Salamandra **34** (2): 137–156.

PINTAR M. & U. STRAKA (1990): Beitrag zur Kenntnis der Amphibienfauna der Donau-Auen im Tullner Feld und Wiener Becken. – Verhandlungen Zool.-Bot. Ges. Österreich **127**: 123–146.

PINTAR M. (2001): Bedeutung der Aulandschaft für Amphibien. – In: CABELA A., GRILLITSCH, H. & F. TIEDEMANN: Atlas zur Verbreitung und Ökologie der Amphibien und Reptilien in Österreich: Eine Auswertung der Herpetofaunistischen Datenbank am Naturhistorischen Museum in Wien. Umweltbundesamt, Wien, pp. 747–760.

READING C., LOMAN L. & T. MADSEN (1991): Breeding and pond fidelity in the common toad (*Bufo bufo*). – J. of Zoology **225**: 201–211.

REICHHOLF J. H. (1996): Frösche als Bioindikatoren. – STAPFIA **47**, zugleich Kataloge des oö. Landesmuseums N. F. 107, pp. 177–188.

RICHTER K. O. (1997): Criteria for the restoration and creation of wetland habitats of lentic-breeding amphibians of the Pacific Northwest. – In: MACDONALD K. B. & F. WEINMANN (Eds.): Wetland and Riparian Restoration: Taking a Broader View. Contributed Papers and Selected Abstracts. Society for Ecological Restoration, 1995. International Conference, September 14–16, 1995, University of Washington, Seattle, Washington, USA. USEPA, Region 10, Seattle, Washington, pp. 72–94.

SCHAFFER M. (1987). Minimum viable populations: coping with uncertainty. – In: SOULÉ M. E.: Viable Populations for Conservation. Cambridge Univ. Press, Cambridge, pp. 69–86.

SCHIRL K. (1995): Beobachtungen und Erfahrungen an einem Schwimmteich. – Öko-L. **17/2**: 23–31.

SEHNAL P. (1994): Ergebnis einer fünfjährigen Studie zur Amphibienbesiedlung eines neuangelegten Feuchtlebensraumes, dem Tritonwasser. – Im Auftrag der MA 45, Wien (unveröff.).

STÖCKLEIN B. (1980): Untersuchungen an Amphibienpopulationen am Rande der Mittelfränkischen Weiherlandschaft unter besonderer Berücksichtigung der Knoblauchkröte (*Pelobates fuscus* LAUR.). Dissertation Universität Erlangen-Nürnberg.

TEUFL H. (2002): Amphibien am Tritonwasser – Untersuchungen über die Entwicklung der Amphibienfauna am Tritonwasser seit der Fertigstellung des Gewässers (1990–1999). – In: DENISIA **03**: 47–62.

TUNNER H. & L. KÁRPÁTI (1997): The Water Frogs (*Rana esculenta* complex) of the Neusiedlersee region (Austria, Hungary). – Herpetozoa **10**:139–148.

UTSCHIK H. (1994): Entwicklung der Bestände von Amphibien und Reptilien im Bereich der Innstaustufe Perach: Auswirkungen des Hochwassermanagements von 1975 bis 1988. – Mitt. Zool. Ges. Braunau, **6** (2): 93–108.

VOGT D. (1978): Biologie und Ökologie der Amphibien in der Rheinaue bei Brühl (HD). Staatsexamensarbeit, I. Zoologisches Institut Heidelberg (unveröff.).

Anschrift der Verfasser:

Dr. Antonia CABELA
Naturhistorisches Museum Wien
Burgring 7
A-1014 Wien
E-Mail: antonia.cabela@nhm-wien.ac.at

Mag. Sabine GRESSLER
Barichgasse 30/4/54
A-1030 Wien
E-Mail: s.gressler@utanet.at

Hans TEUFL
Syringgasse 3a/12
A-1170 Wien
E-Mail: hans.teufl@herpetofauna.at

Mag. Norbert ELLINGER
Taborstraße 43/21
A-1020 Wien
E-Mail: norbert.ellinger@brainbows.com